



Centre de Recherche Public
Gabriel Lippmann

**Participation aux travaux nécessaires à la mise en
place de la Directive-cadre dans le domaine de l'eau
au Grand-duché de Luxembourg**

**(Convention entre le Ministère de l'Intérieur (MI) et le CRP-GL
pour l'établissement des conditions de référence (REF))**

MI - REF

**A. Dohet
L. Ector
M. Ferréol
Dr H.M. Cauchie
Dr L. Hoffmann**

Décembre 2005

1. Introduction

Le principal objectif de l'évaluation de la qualité des cours d'eau au sens de la Directive-cadre Européenne dans le domaine de l'eau (DCE), est d'attribuer à chaque tronçon de cours d'eau une classe de qualité écologique (très bon état, bon état, état moyen, état mauvais, état très mauvais) qui doit être définie par rapport à des conditions de référence propres à chaque type de cours d'eau.

Il est important de définir ce qu'on entend par « conditions de référence » au sens de la DCE. Il faut en effet tenir compte du fait qu'en Europe, la présence humaine pendant des millénaires, exclut généralement le recours à des situations dites « originelles » (« pristine » en anglais), parfois préconisé aux USA, notamment. De la même manière, la sélection d'un certain pourcentage des meilleures situations observées conduit inéluctablement à une dérive des normes de qualité proportionnelle au degré d'anthropisation des régions étudiées. Au sens de la DCE, les sites de référence doivent être sélectionnés en priorité sur des critères de pression s'exerçant sur les milieux. La définition générale est la suivante : *« Les conditions de référence ne sont pas nécessairement des conditions originelles, totalement exemptes de perturbations anthropiques. Elles incluent des perturbations très faibles, ce qui signifie que les pressions anthropiques sont tolérées tant que leur impact écologique reste nul ou très faible »*. Un impact anthropique très faible peut également être interprété comme étant un impact difficilement discernable de la variabilité naturelle, notamment dans la composition des peuplements et des métriques de bioindication.

Les conditions de référence concernent également les substances toxiques : les polluants de synthèse (micropolluants organiques) dont la concentration doit être proche de zéro (ou limite de détection), et métaux lourds dont la concentration ne doit pas dépasser un « bruit de fond » géochimique.

Il ressort de la Directive que les critères biologiques et écologiques sont déterminants pour la validation des conditions de référence. Néanmoins, d'un point de vue pratique, les conditions de référence doivent idéalement être définies (ou en tout cas présélectionnées) uniquement sur base de critères de pression anthropique et de caractéristiques hydromorphologiques et physico-chimiques. En effet, l'utilisation d'éléments de qualité biologique et écologique pour la présélection des sites de référence impliquerait un raisonnement circulaire, c'est-à-dire l'utilisation des mêmes variables à la fois pour définir et pour valider les conditions de référence.

Les bases de données du CRP-Gabriel Lippmann comportent des données physico-chimiques, hydro-morphologiques et biotiques (macro-invertébrés et diatomées identifiés au niveau spécifique) relevées au niveau de 239 sites répartis sur l'ensemble des bassins hydrographiques du Luxembourg à l'occasion de différents projets antérieurs, en collaboration notamment avec le Musée national d'histoire naturelle. Etant donné que l'échantillonnage, bien que réparti sur l'ensemble du pays, a essentiellement été focalisé sur les sites présentant le moins d'influence anthropique possible, ces bases de données sont particulièrement appropriées pour répondre aux problématiques de

l'établissement des conditions de référence et des limites de classe entre les différents états écologiques.

La Directive encourage les Etats membres à développer de nouvelles méthodes de classification de la qualité écologique des cours d'eau qui soient compatibles avec les exigences de celle-ci. Il s'agit notamment de l'élaboration de modèles de prédiction dont le principe consiste à estimer les probabilités d'occurrence des taxons pour un site donné en l'absence de stress anthropique significatif. L'écart entre les conditions observées et attendues (en condition de référence) permet d'étalonner une valeur indicielle pour estimer la qualité du cours d'eau étudié¹. Toutefois, dans un premier temps, la Directive permet aux Etats membres d'utiliser leurs propres méthodes d'évaluation à condition que ces dernières soient étalonnées par rapport à un indice multimétrique européen prenant en compte les différentes exigences de la DCE notamment en termes de réponses à différents types de stress et d'intégration de différentes composantes liées aux biocénoses aquatiques (diversité, abondance, proportion d'organismes sensibles, groupes fonctionnels,...). Cet exercice d'intercalibration a pour objectif d'assurer la comparabilité des différents systèmes d'évaluation de la qualité écologique des eaux de surface dans les différents Etats membres. Ainsi, une bonne qualité écologique doit avoir la même signification dans toute l'Europe.

Parmi les éléments de qualité biologique à prendre en considération pour la classification de l'état écologique des eaux courantes, outre le phytobenthos et la faune benthique invertébrée déjà évoqués, figurent également les macrophytes aquatiques. Celles-ci ont très peu été étudiées dans ce cadre au Luxembourg et l'étude de la faisabilité de l'utilisation des macrophytes aquatiques en tant que bioindicateurs de la qualité des cours d'eau au Luxembourg, est nécessaire. Les macrophytes sont réputées comme étant de bons indicateurs de la qualité de l'eau et en particulier du niveau d'eutrophisation. A ce titre, elles complètent utilement les informations fournies par les macroinvertébrés (pollution organique et dégradation de l'habitat) et par les diatomées (pollution globale de l'eau indépendante de la dégradation de l'habitat). Il existe par ailleurs depuis peu une méthode normalisée pour la «Détermination de l'indice macrophytique en rivière (IBMR)» (AFNOR NF T90-395, Octobre 2003). Il apparaît cependant dans une étude floristique préliminaire succincte réalisée au Centre de Recherche Public – Gabriel Lippmann que la flore des macrophytes du Luxembourg présente des caractéristiques différentes de celle des pays limitrophes. Il apparaît donc nécessaire d'effectuer un travail d'inventaire de manière préalable à l'application de l'IBMR.

¹ Un modèle de prédiction de ce type a été développé au CRP-Gabriel Lippmann dans le cadre du projet FNR MODELECOTOX (FNR/O1/O3/O3). Cette application nécessite encore quelques adaptations afin de la rendre pleinement compatible avec les fondements de la Directive européenne.

2. Objectifs

L'objectif principal de ce travail consiste à identifier, à partir de nos bases de données biotiques (macroinvertébrés benthiques²), les tronçons de cours d'eau qui sont susceptibles d'être considérés comme étant proches de l'état de référence. On entend par « proches de l'état de référence », tout tronçon présentant une influence anthropique minimale, celle-ci étant difficilement discernable de la variabilité naturelle en ce qui concerne la composition des peuplements et les métriques de bioindication. Ceci permettra la mise en place dans un avenir proche d'un programme de surveillance et d'un programme opérationnel d'échantillonnage des macroinvertébrés, des diatomées et des macrophytes.

Notre base de données physico-chimiques et hydro-morphologiques sera également analysée afin d'en faire ressortir les principales tendances et de proposer des valeurs seuils provisoires pour différents paramètres communément utilisés par les Etats membres pour la sélection de sites de référence potentiels. Ces valeurs seuils seront déterminées à partir d'une sélection de sites présentant la meilleure qualité possible dans notre base de données. Il ne s'agira donc pas d'une sélection stricte de sites de référence sur base de critères de pression s'exerçant sur les milieux. A ce titre, les valeurs proposées devront être considérées comme indicatives et devront être utilisées comme un guide pour l'expertise, visant à attirer l'attention sur les paramètres à prendre en compte, et des niveaux d'anthropisation jugés *a priori* compatibles avec la notion de référence.

Enfin, un exercice préliminaire d'harmonisation entre la méthode officielle luxembourgeoise d'évaluation de la qualité des cours d'eau à partir des macroinvertébrés (IBGN : Indice Biologique Global Normalisé) et l'indice multimétrique d'intercalibration (ICMi : Intercalibration Common Metric index) sera réalisé. Il permettra de proposer, pour certains types de cours d'eau luxembourgeois, des limites de classes provisoires entre principalement, le très bon état écologique d'une part, le bon état écologique et l'état moyen d'autre part.

Concernant les macrophytes, l'objectif principal consiste à réaliser un premier inventaire des taxons présents sur les treize sites potentiels de référence choisis par l'Administration de Gestion de l'Eau, en collaboration avec l'Université de Sarrebrück. Cet inventaire sera réalisé en préalable à l'application de l'IBMR et permettra d'évaluer la faisabilité de l'utilisation de macrophytes en tant que bioindicateurs.

² Le processus d'intercalibration au niveau européen est complété en ce qui concerne les macroinvertébrés benthiques alors qu'il en est seulement au premier stade de développement pour les diatomées épilithiques. Notre base de données concernant les diatomées pourra par conséquent être utilisée ultérieurement.

3. Méthodes

Pré-sélection de sites de référence

Treize sites de référence potentiels ont été choisis sur base de critères de pression par l'Administration de Gestion de l'Eau, en collaboration avec l'Université de Sarrebrück. La plupart de ces sites ne correspondent pas géographiquement aux stations pour lesquelles nous disposons de données biotiques et physio-géographiques dans notre base de données. Même lorsque la localisation d'une de nos stations de prélèvement se situe à moins d'un kilomètre des sites de référence pré-sélectionnés, il nous semble hasardeux de transposer directement les résultats de nos analyses aux stations testées. Dès lors, l'identification à partir de la base de données macroinvertébrés, des tronçons de cours d'eau qui sont susceptibles d'être considérés comme étant proches de l'état de référence sera réalisée sur base cartographique. Concrètement, chacune des stations de notre base de données, identifiées comme station de référence potentielle sur base des données biotiques, sera reportée sur la carte du bassin hydrographique luxembourgeois. En fonction des données d'occupation du sol, un secteur de référence potentiel sera défini en amont et en aval des stations de référence potentielles pour autant que l'occupation des sols soit favorable : dominance de forêts, friches, landes, zones naturelles, associées à des prairies naturelles ou faiblement amendées avec élevage traditionnel ; faible emprise des cultures (labours) et cultures permanentes (vignes, vergers,...). Des zones caractérisées par un enrésinement massif sur sol acide (problème d'acidification suspecté), et les bassins viticoles seront écartés. Les sites de référence pré-sélectionnés par l'Administration de Gestion de l'Eau et l'Université de Sarrebrück, seront superposés sur cette carte afin de visualiser facilement si ces derniers sont ou non inclus dans les secteurs potentiellement favorables préalablement délimités sur base des données biotiques.

Données de terrain

Une fiche détaillée reprenant les principaux paramètres physio-géographiques est réalisée pour chacun des sites de référence pré-sélectionnés par l'Administration de Gestion de l'Eau et l'Université de Sarrebrück. Ces fiches reprennent des informations telles les coordonnées géographiques, la distance à la source, la pente, l'ordre de Strahler, l'altitude, la taille du bassin versant, la géologie dominante et la typologie. Des photographies de chacun des sites sont également incluses ainsi qu'une carte permettant de visualiser les différents types d'occupation du sol à proximité des sites étudiés.

Les proportions de ces différents types d'occupation du sol (zones urbanisées, zones industrielles, zones agricoles, prairies, forêts et milieux semi-naturels, friches, zones humides...) ont été calculées pour chaque site, à la fois au niveau du bassin versant amont, et au niveau du corridor rivulaire, à proximité immédiate des sites étudiés. Ces zones « tampon » mesurent 1000 mètres de long (500 mètres en amont et 500 mètres en aval du site), et 200 mètres de large (100 mètres en rive gauche et 100 mètres en rive droite). L'ensemble de ces données a été obtenu à partir du Système d'Information Géographique

(Ministère de l'Environnement du Grand-Duché de Luxembourg et programme européen CORINE).

Des grilles d'évaluation (AQEM, SEQ-Physique) ont également été utilisées afin de vérifier l'absence d'altérations morphologique, hydrologique ou chimique (pollution diffuse, eutrophisation) significatives au niveau des stations pré-sélectionnées (Annexes 2 et 3).

Typologie retenue

La typologie officielle luxembourgeoise, développée par l'Administration de Gestion de l'Eau, en collaboration avec l'Université de Sarrebrück, présente sept types de cours d'eau :

- Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (type 5) ;
- Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (type 5.1) ;
- Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (type 6) ;
- Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (type 7) ;
- Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (type 9) ;
- Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (type 9.1) ;
- Große Flüsse des Mittelgebirges (type 9.2).

Dans le cadre des projets « rhithron » et « potamon », le CRP-Gabriel Lippmann en collaboration avec le Musée National d'Histoire Naturelle a défini six types de cours d'eau à partir d'analyses statistiques détaillées des bases de données physico-chimiques et physio-géographiques (Ferréol *et al.* 2005) :

- Petits ruisseaux d'altitude élevée dans l'Oesling (type I) ;
- Petits ruisseaux d'altitude moyenne dans l'Oesling (type II) ;
- Rivières de taille intermédiaire et d'altitude moyenne dans l'Oesling (type III) ;
- Petits ruisseaux d'altitude moyenne dans le Gutland (type IV) ;
- Rivières de taille intermédiaire et d'altitude moyenne dans le Gutland (type V) ;
- Grandes rivières de plaine (type VI).

Une correspondance assez étroite peut généralement être trouvée entre ces deux typologies. Néanmoins, compte tenu des objectifs de cette étude, il nous a paru plus judicieux d'utiliser les différents types de cours d'eau qui ont été définis dans le cadre du processus d'intercalibration au niveau européen. En effet, le groupe d'intercalibration qui s'occupe des rivières d'Europe centrale et de la Baltique (Suède, Estonie, Lettonie, Lituanie, Danemark, Royaume-Uni, Irlande, Pays-bas, Belgique, Luxembourg, Allemagne, Autriche, France, Espagne, Portugal, Italie, Roumanie, Pologne, République Tchèque et Slovaquie) a défini six types d'intercalibration (tableau 1).

Au sein des bases de données biotiques et environnementales des projets « rhithron » et « potamon », on peut reconnaître les types « intercalibration » R-C3 (petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux), R-C4 (cours

Type	River characterisation	Catchment area (of stretch)	Altitude & geomorphology	Alkalinity (meq/l)
<i>R-C1</i>	Small lowland* siliceous - sand	10 – 100 km ²	Lowland, dominated by sandy substrate (small particle size), 3-8m width (bankfull size)	> 0.4
<i>R-C2</i>	Small lowland siliceous - rock	10 – 100 km ²	Lowland, rock material 3-8m width (bankfull size)	< 0.4
<i>R-C3</i>	Small mid-altitude** siliceous	10 – 100 km ²	Mid-altitude, rock (granite) – gravel substrate, 2-10m width (bankfull size)	< 0.4
<i>R-C4</i>	Medium lowland mixed	100 – 1000 km ²	Lowland, sandy to gravel substrate, 8-25m width (bankfull size)	> 0.4
<i>R-C5</i>	Large lowland mixed	1000 – 10000 km ²	Lowland, barbell zone, variation in velocity, max. altitude in catchment: 800m, >25m width	> 0.4
<i>R-C6</i>	Small lowland calcareous	10 – 300 km ²	Lowland, gravel substrate (limestone), width 3-10m (bankfull size)	> 2.0

Tableau 1 : Description des six types de cours d'eau qui ont été définis au sein du groupe d'intercalibration s'occupant des rivières d'Europe centrale et de la Baltique. * 'lowland' : altitudes < 200 m. ** 'mid-altitude' : altitude comprise entre 200 et 800 m.³

d'eau de taille moyenne et de basse altitude), R-C5 (cours d'eau de grande taille et de basse altitude), R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire) et éventuellement R-C1 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat à faible granulométrie et de nature siliceuse). Toutefois, seul le R-C3 correspond à un nombre relativement élevé de sites dans notre base de données. Il s'agit en effet du seul type caractérisé par des altitudes moyennes dont les valeurs limites ont été fixées entre 200 et 800 mètres. Or, la grande majorité des sites échantillonnés au Luxembourg se trouvent à une altitude supérieure à 200 mètres. De plus, le type d'intercalibration R-C3 est limité à des cours d'eau dont la taille de bassin versant est comprise entre 10 et 100 km². Ainsi, de nombreux sites de notre base de données caractérisés par une taille de bassin versant supérieure à 100 km² et une gamme d'altitude comprise entre 200 et 800 mètres, n'entrent dans aucun des types proposés pour l'intercalibration. En tenant compte d'une interprétation moins stricte de ces limites de classe, notamment des classes d'altitude, il devient possible d'étalonner les notes IBGN et l'indice multimétrique d'intercalibration (voir chapitre suivant) pour les types R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire) et R-C4 (cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude). On inclut alors dans cette dernière catégorie les cours d'eau tels la Sûre (haute et moyenne), l'Our, la Wiltz, la Clerve, l'Attert ou l'Alzette dont la plupart des sites échantillonnés se trouvent à une altitude légèrement supérieure à 200 mètres mais qui peuvent raisonnablement être « assimilés » aux cours d'eau appartenant au type R-C4 (communication personnelle : Sebastian Birk, Université d'Essen, comité d'organisation du groupe d'intercalibration des rivières d'Europe centrale et de la Baltique). **En résumé**, dans cette étude préliminaire, les limites de classe entre les différents états écologiques que nous

³ Source du document : 'Overview of common Intercalibration types and Guidelines for the selection of Intercalibration sites', ECOSTAT WG 2.A, Version 5.1, 23 April 2004.

pouvons proposer à partir de notre base de données concerneront les types R-C3 (petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux), R-C4 (cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude) et R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire). Les résultats concernant le type RC-5 (cours d'eau de grande taille et de basse altitude) sont donnés à titre purement indicatif étant donné le peu de sites appartenant à ce type dans notre jeu de données ainsi que l'absence de conditions de référence pour ce type de cours d'eau.

Métriques biologiques et de bioindication

L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992, 2004), méthode officielle luxembourgeoise d'évaluation de la qualité des eaux courantes à partir des macroinvertébrés benthiques, peut être décomposé en trois métriques distincts : (1) le Groupe Faunistique Indicateur (GFI) résultant de la répartition de 38 taxa en 9 groupes qui correspondent à un gradient croissant à la pollution du groupe « 1 » au groupe « 9 » ; (2) la classe de variété (CV), représentant la diversité taxinomique, s'échelonne entre la classe 1 (de 1 à 3 taxa) et la classe 14 (plus de 50 taxa) ; (3) le score IBGN (note de 0 à 20) calculé en croisant le Groupe Faunistique Indicateur (GFI) et la classe de variété (CV). La DCE demande de tenir compte de quatre types de métriques pour évaluer les peuplements d'invertébrés : la composition taxinomique, l'abondance, le ratio de taxa sensibles et la diversité. L'IBGN ne prend en compte que les deux dernières métriques : le GFI correspond à la présence de taxa sensibles, mais n'indique pas leur pourcentage dans la communauté ; la richesse taxinomique est une composante de la diversité, mais au sens écologique, la diversité devrait prendre en compte l'abondance relative des différents taxons. Il importe donc de souligner que, n'étant pas basé sur des données quantitatives, l'IBGN n'intègre que deux des quatre métriques requises par la DCE, et encore, de manière partielle. Il est dès lors impératif, si l'on désire, au moins dans un premier temps, continuer à utiliser cette méthode au Luxembourg, de l'étalonner par rapport à un système international de référence, compatible avec les exigences de la DCE. Ainsi, les résultats obtenus par la méthode nationale seront comparables à ceux obtenus dans d'autres régions et les différentes classes de qualité écologique auront alors la même signification dans les différents Etats de l'Union Européenne.

Un indice multimétrique (ICMi : Intercalibration Common Multimetric index) a été mis au point à cet effet (Buffagni & Erba, 2004 ; Erba *et al.* 2004). Les critères principaux qui ont été retenus pour élaborer les métriques individuels sont les suivants : (1) cohérence avec les recommandations de la DCE et notamment la prise en compte de différentes caractéristiques des communautés d'invertébrés benthiques pour l'évaluation de la qualité écologique (tolérance, richesse et abondance); (2) capacité à discriminer différentes classes de qualité le long d'un gradient de perturbation (basée sur les données de la littérature et les résultats des projets européens STAR et AQEM) ; (3) possibilité de calculer ces métriques dans un large contexte géographique (par exemple quand l'effort d'échantillonnage ou le niveau d'identification sont différents d'une région à l'autre). Les métriques sont ainsi répartis en trois groupes (tableau 2) : « Tolérance » ; « Abondance/habitat » ; « Richesse et diversité ». Dans chacune

Type d'information	Type de métrique	Nom du métrique	Taxa	Bibliographie	Pondération
Tolérance	indice	ASPT	Ensemble de la communauté	Armitage <i>et al.</i> , 1983	0.333
Abondance/habitat	Abondance	Log ₁₀ (Sel_EPTD+1)	Log [somme des Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae & Nemouridae]	Buffagni <i>et al.</i> , 2004b ; Buffagni & Erba, 2004a	0.266
	Abondance	1-GOLD	1- (abondance relative des Gastropodes, Oligochètes et Diptères)	Pinto <i>et al.</i> 2004	0.067
Richesse et diversité	Nombre de taxa	Nombre total de familles	Somme de toutes les familles présentes au niveau du site	Ofenboch <i>et al.</i> 2004	0.167
	Nombre de taxa	Nombre de familles EPT	Somme des taxa appartenant aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères	Ofenboch <i>et al.</i> 2004 ; Böhmer <i>et al.</i> , 2004	0.083
	Indice de diversité	Indice de diversité de Shannon-Wiener	$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$	Hering <i>et al.</i> , 2004 ; Böhmer <i>et al.</i> , 2004	0.083

Tableau 2 : Métriques d'intercalibration (Intercalibration Common Metrics : ICMs) sélectionnés pour le processus d'intercalibration des méthodes d'évaluation nationales d'évaluation de la qualité des eaux courantes à partir des macroinvertébrés. Modifié d'après Erba *et al.* 2004.

de ces catégories, les valeurs individuelles des différents métriques sont pondérées de manière à donner plus d'importance aux métriques les plus robustes qui sont basés sur l'ensemble de la communauté (Buffagni *et al.* 2004b). Ensuite, la même pondération est donnée aux trois groupes de métriques (0.333) pour obtenir le score final de l'indice multimétrique. L'ICMi et l'IBGN sont ensuite convertis en EQR (Ecological Quality Ratio) en divisant leurs valeurs respectives par celles obtenues pour l'état de référence établi au niveau de chaque type de cours d'eau à intercalibrer. La relation existant entre l'ICMi et l'IBGN est mesurée par régression linéaire simple. Ce calcul demandé par la DCE permet de normaliser la valeur d'un indice par rapport à sa valeur de référence en tenant compte de la valeur minimale de l'indice. Ce ratio exprime donc un « écart à la référence » qui permettra la comparaison des limites de classe entre les Etats membres pour l'exercice d'intercalibration.

Détermination des conditions de référence et des limites de classe de qualité écologique

La détermination des valeurs EQR nécessite au préalable la définition des conditions de référence pour chaque type de cours d'eau étudié. Celles-ci doivent être obtenues à partir de l'application stricte d'un protocole permettant de décider quels sites peuvent être considérés comme sites de référence (voir notamment : REFCOND Guidance Document, EU 2003 et ECOSTAT Intercalibration Guidance, EU 2004). Ces sites de référence doivent être sélectionnés en priorité sur base des pressions s'exerçant sur le milieu. Il ne s'agit donc pas de sélectionner les stations les plus riches d'un point de vue biologique car bon nombre de milieux non perturbés peuvent avoir naturellement une faune relativement pauvre (bassins forestiers, ruisseaux oligotrophes, cours d'eau sableux,...). Ainsi, tous les cours d'eau pour lesquels les pressions anthropiques sont visiblement nulles ou très faibles sont des zones de référence et doivent être sélectionnés, même si leur faune paraît pauvre. Les critères utilisés (occupation des sols dominée par des zones naturelles, présence de corridors végétaux le long des cours d'eau, absence d'ouvrage modifiant significativement les régimes hydrologiques, absence de pollution toxique, urbaine ou domestique,...) doivent s'appliquer à l'échelle du bassin versant, du tronçon (généralement équivalent à la masse d'eau), et au niveau local de la station. Ces données ne nous étant pas disponibles à l'heure actuelle, cette méthodologie n'a pas pu être appliquée aux résultats présentés dans ce travail. Néanmoins, dans un premier temps, il est possible d'utiliser les limites de classes écologiques des méthodes nationales pour définir une sélection provisoire de sites pouvant être considérés comme sites de référence. Cette méthode a notamment été utilisée par la Région Wallonne pour la réalisation de l'exercice pilote d'intercalibration pour les rivières appartenant au type R-C3 (Vanden Bossche, 2004). L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) étant également la méthode utilisée officiellement en Région Wallonne, la méthodologie utilisée dans ce travail pour sélectionner les sites de référence et définir les limites de classes écologiques suit dans les grandes lignes celle exposée dans ce document. Ainsi, une première étape a consisté à pré-sélectionner une liste de sites présentant une bonne qualité biologique générale. Les critères utilisés sont : (1) groupe faunistique indicateur (GFI)

compris entre 7 et 9 et (2) classe de variété (CV) au moins égale à 6, ce qui correspond à une diversité d'au moins 17 familles d'invertébrés. La limite du très bon état écologique (TBE) est définie comme étant la valeur médiane des scores IBGN appartenant à la liste des sites pré-sélectionnés dans l'étape précédente. On obtient ainsi, pour chaque type de cours d'eau, une liste de sites appartenant à la classe TBE. Ensuite, la valeur seuil pour les conditions de référence est estimée en prenant le percentile 75% de la distribution des valeurs des scores IBGN appartenant à la classe TBE. Dans le document présenté par la Région Wallonne (Vanden Bossche, 2004), la valeur médiane est utilisée. Pour les données luxembourgeoises, nous avons choisi le percentile 75% qui est préconisé par le groupe de travail STAR (Buffagni et al., 2004b) lorsqu'on ne dispose pas d'un protocole précis pour définir les conditions de référence sur base des pressions anthropiques. En effet, le percentile 75% permet d'éviter, au moins partiellement, un seuil trop bas pour les conditions de référence étant donné la présence éventuelle de trop nombreux sites définis dans la classe TBE mais ne pouvant être considérés comme véritables sites de référence. La limite inférieure pour la classe de bon état écologique (BE) est ensuite définie en multipliant par 0.75 la limite inférieure de la classe TBE ; la limite inférieure pour « l'état moyen » en multipliant par 0.50 la limite inférieure de la classe TBE ; la limite inférieure du « mauvais état écologique » en multipliant par 0.25 la limite inférieure de la classe TBE ; et enfin le « très mauvais état écologique » pour les valeurs se situant en dessous de la limite inférieure du mauvais état écologique.

Méthodes d'analyses statistiques

Pour le traitement de nos matrices physico-chimiques et physio-géographiques, des méthodes classiques d'ordination (Analyse en Composantes Principales, ACP) ainsi que des analyses de classification hiérarchiques (analyse de Ward sur distance euclidiennes) ont été utilisées. La corrélation existant entre les scores IBGN normalisés et l'indice d'intercalibration européen (ICMi) a été mesurée par régressions linéaires.

Nous utiliserons également fréquemment la méthode des « boîtes à moustaches » (« Whisker box ») (Fig. 1) pour représenter les distributions des valeurs de chaque variable au niveau des différents types de cours d'eau et des différentes classes de qualité.

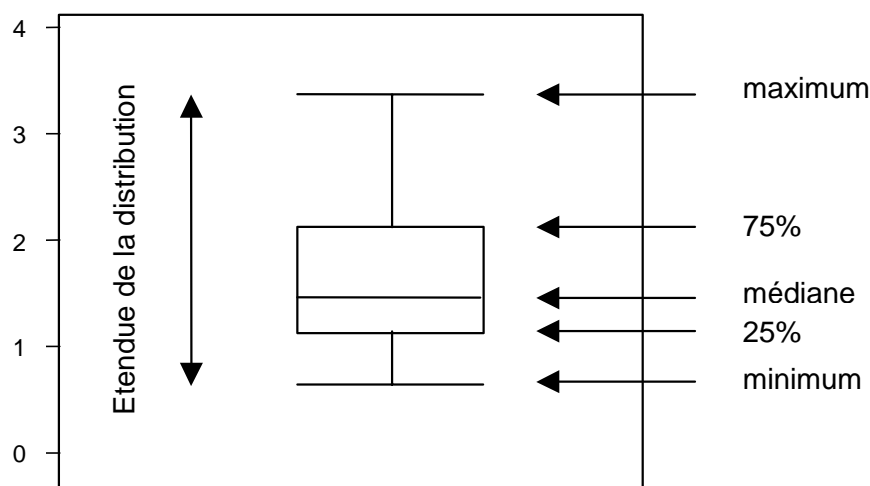


Figure 1: Représentation d'un graphe de type « boîte à moustaches » et explication des caractéristiques principales.

4. Résultats

Pré-sélection des sites de référence

L'Administration de Gestion de l'Eau, en collaboration avec l'Université de Sarrebrück a sélectionné sur base de l'hydromorphologie 13 sites de référence potentiels pour le pays. Les fiches que nous avons réalisées au niveau de chacun de ces sites se trouvent en annexe (annexe 1). Les proportions des différents types d'occupation du sol (zones urbanisées, zones industrielles, zones agricoles, prairies, forêts et milieux semi-naturels, friches, zones humides...) calculées au niveau de chaque site, à la fois au niveau du corridor rivulaire, à proximité immédiate des sites étudiés, et au niveau du bassin versant amont sont reprises dans les tableaux 3 et 4, respectivement. L'application des grilles d'évaluation basées sur les protocoles AQEM et SEQ-Physique (voir annexes 2 et 3) a permis de vérifier l'absence d'altérations morphologiques, hydrologiques ou chimiques (pollution diffuse, eutrophisation) significatives au niveau des stations pré-sélectionnées. Il existe bien quelques aménagements (consolidation des berges), au niveau de certaines stations (Tandelerbaach, Himmelbaach) mais ceux-ci nous semblent relativement limités et ne devraient pas altérer le fonctionnement normal de l'écosystème. Au niveau de certains sites (Schlammbaach, Tandelerbaach, Himmelbaach et Schronweilerbaach) le corridor rivulaire jouant le rôle de « zone tampon » entre les surfaces cultivées ou pâturées, nous semble relativement mince. Néanmoins, les sites concernés sont caractérisés par une agriculture extensive qui, à première vue, ne semble pas constituer un risque majeur pour les cours d'eau étudiés.

Occupation du sol													
Corridor rivulaire (longueur : 1000 m. ; largeur : 200 m.)													
Stations	Zones artificialisées (urbaines)	Zones artificialisées (industrielles)	Zones artificialisées (autres)	Zones agricoles	Pâturages	Pâturages (non amendés)	Forêts de feuillus	Forêts de résineux	Forêts mixtes	Taillis et broussailles	Zones humides	Surfaces en eau	L.U.I.*
Schlamm bach	0.0%	0.0%	0.0%	56.6%	37.0%	0.0%	2.5%	3.5%	0.0%	0.5%	0.0%	0.0%	1.50
Gouschtengerbaach	4.8%	0.0%	5.1%	7.1%	21.8%	6.9%	5.0%	17.7%	0.0%	31.6%	0.0%	0.0%	0.55
Consdreferbach	4.0%	0.0%	0.0%	0.0%	9.4%	0.0%	78.9%	4.4%	0.0%	3.4%	0.0%	0.0%	0.25
Schlierbech	0.7%	0.0%	0.0%	0.0%	6.9%	0.0%	64.4%	26.6%	0.0%	0.0%	0.0%	1.4%	0.10
Tandelerbach	0.9%	0.0%	0.0%	14.8%	53.8%	0.0%	24.8%	4.0%	0.0%	1.7%	0.0%	0.0%	0.87
Himmelbach	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	35.0%	0.0%	26.2%	24.8%	1.4%	10.0%	0.0%	0.0%	0.35
Sûre supérieure	3.8%	0.0%	0.0%	0.0%	21.0%	5.7%	45.1%	4.9%	0.0%	4.0%	0.0%	15.6%	0.36
Clerve	2.1%	0.0%	0.0%	2.1%	65.1%	0.0%	18.5%	5.7%	5.9%	0.0%	0.0%	0.0%	0.78
Our	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	19.0%	0.0%	14.1%	38.6%	0.0%	9.1%	0.0%	19.2%	0.19
Aalbach	0.0%	0.0%	0.0%	22.0%	23.0%	0.0%	34.1%	5.8%	0.0%	15.1%	0.0%	0.0%	0.67
Woltz	13.4%	0.0%	0.0%	0.0%	18.0%	10.3%	8.5%	46.0%	0.0%	3.9%	0.0%	0.0%	0.71
Schrandweilerbach	0.6%	0.0%	0.0%	40.9%	55.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	3.4%	0.0%	0.0%	1.39
Strengbach	0.5%	0.0%	0.0%	7.2%	22.3%	0.0%	62.2%	7.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.39

Tableau 3 : Pourcentages d'occupation du sol au niveau du corridor rivulaire (secteur de 1 km de long sur 200 mètres de large). * Le Land Use Index (L.U.I.) est calculé à partir des proportions d'occupation du sol présentant un impact d'origine anthropique. L.U.I. = 4 x % de zones urbanisées + 2 x % de zones agricoles + 1 x % de pâturages, en présupposant que les surfaces urbanisées ont un impact plus important sur les cours d'eau que les surfaces agricoles et les pâturages.

Occupation du sol Bassin versant													
Stations	Zones artificialisées (urbaines)	Zones artificialisées (industrielles)	Zones artificialisées (autres)	Zones agricoles	Pâturages	Pâturages (non amendés)	Forêts de feuillus	Forêts de résineux	Forêts mixtes	Taillis et broussailles	Zones humides	Surfaces en eau	L.U.I.*
Schlamm bach	1.2%	0.0%	0.1%	23.0%	39.0%	0.0%	29.5%	5.8%	0.0%	1.1%	0.2%	0.0%	0.90
Gouschtengerbaach	2.6%	0.1%	1.3%	29.8%	22.8%	0.1%	34.5%	2.3%	0.0%	6.5%	0.0%	0.1%	0.93
Consdreferbach	8.3%	0.1%	0.4%	23.5%	27.0%	0.0%	31.2%	6.5%	0.3%	2.6%	0.0%	0.1%	1.08
Schlierbech	2.9%	0.0%	0.1%	23.7%	15.2%	0.1%	25.3%	28.7%	0.3%	3.6%	0.0%	0.0%	0.74
Tandelerbach	2.1%	0.0%	0.0%	30.1%	33.6%	0.1%	18.6%	10.5%	1.1%	3.9%	0.0%	0.1%	1.02
Himmelbach	2.3%	0.3%	0.0%	25.3%	24.1%	0.3%	18.4%	25.3%	0.3%	3.4%	0.1%	0.0%	0.85
Sûre supérieure	3.2%	0.1%	0.0%	26.2%	25.6%	0.6%	18.4%	21.8%	0.3%	3.3%	0.1%	0.3%	0.91
Clerve	3.8%	0.3%	0.0%	31.7%	37.3%	0.8%	4.8%	18.6%	0.1%	2.3%	0.1%	0.2%	1.17
Our	2.3%	0.1%	0.1%	25.5%	27.3%	0.8%	14.9%	26.4%	0.0%	2.4%	0.0%	0.2%	0.88
Aalbach	0.5%	0.0%	0.0%	15.5%	20.4%	0.0%	51.8%	7.4%	0.0%	4.2%	0.0%	0.2%	0.54
Woltz	3.4%	0.2%	0.1%	31.6%	43.5%	0.9%	2.5%	15.8%	0.0%	1.8%	0.0%	0.1%	1.21
Schrandweilerbach	3.4%	0.0%	0.0%	15.8%	30.6%	0.0%	37.0%	9.7%	0.0%	3.3%	0.0%	0.0%	0.76
Strengbach	0.0%	0.0%	0.0%	27.4%	40.6%	0.0%	19.5%	10.5%	0.0%	2.0%	0.0%	0.0%	0.95

Tableau 4 : Pourcentages d'occupation du sol au niveau du bassin versant. * Le Land Use Index (LUI) est calculé à partir des proportions d'occupation du sol « anthropogènes ». L.U.I. = 4 x % de zones urbanisées + 2 x % de zones agricoles + 1 x % de pâturages, en présumant que les surfaces urbanisées ont un impact plus important sur les cours d'eau que les surfaces agricoles et les pâturages.

Les résultats présentés dans les tableaux 3 et 4 permettent de constater que l'occupation des sols au niveau des sites du Schlamm bach, du Tandelerbach, de la Clerve, de l'Aalbach et du Schrandweilerbach est dominée par les surfaces agricoles (pâtures et cultures). Cette situation est particulièrement évidente pour l'estimation réalisée au niveau de l'ensemble du bassin versant et concerne pratiquement toutes les stations pré-sélectionnées. Dans certains cas (stations du Gouschtengerbaach, du Consdreferbach, du Schlierbech, de la Sûre supérieure, du Schrandweilerbach, de la Clerve ou de la Woltz), les proportions de surface urbanisées ne sont pas négligeables non plus (> 3%).

Il reste évidemment à déterminer si ces proportions relativement élevées de surfaces agricoles et /ou urbanisées sont susceptibles ou non de présenter un impact significatif sur le fonctionnement des biocénoses aquatiques.

Enfin, il est important de préciser que la typologie qui a été attribuée à plusieurs stations pré-sélectionnées nous semble imprécise voire inadéquate. En effet, les stations de la Sûre supérieure, de la Clerve, de l'Our et de la Woltz sont caractérisées par une taille de bassin versant supérieure à 100 km² et ne devraient par conséquent pas être considérées comme appartenant au type 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mais plutôt au type 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse). La station du Consdreferbach se trouve manifestement sur un substrat géologique dominé par les marnes et grès du Luxembourg et ne peut par conséquent pas être considérée comme appartenant au type 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). De plus, le substrat dominant est constitué par des galets et autres substrats grossiers de grande taille. Cette station appartient donc plus probablement au type 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche). La station se trouvant sur l'Aalbach se situe sur le bassin de la Moselle. Sa géologie ne peut être considérée comme étant de nature siliceuse. Sur le terrain, la granulométrie dominante du substrat était de type « sédiments fins ». Par conséquent, nous proposons pour l'Alalbach, le type 6 (Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) plutôt que le type 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). A l'inverse, la station située sur le Tandelerbach et reprise dans le type 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) est dominée par des substrats à faible granulométrie et devrait par conséquent appartenir au type 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). Il convient également de signaler que plusieurs des stations pré-sélectionnées sont caractérisées par des tailles de bassin versant inférieures à 10 km² : le Consdreferbach (9.4 km²), l'Aalbach (3.3 km²) et le Strengbach (1.2 km²). Or la mise en œuvre de la DCE ne considère que les cours d'eau dont la taille de bassin versant est supérieure à 10 km². Enfin, la station située sur la Sûre en aval de Michelau se trouve à la limite entre les types 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse) et 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges) de par la taille de son bassin versant (974 km²) et se distingue par conséquent fortement des autres stations appartenant au type 9 : la Clerve (164 km²), l'Our (369 km²) et la Woltz (120 km²). Quand on connaît la difficulté de rencontrer en Europe centrale, des sites de référence pour ce type de cours d'eau, il pourrait être plus judicieux de considérer cette station comme appartenant au type 9.2.

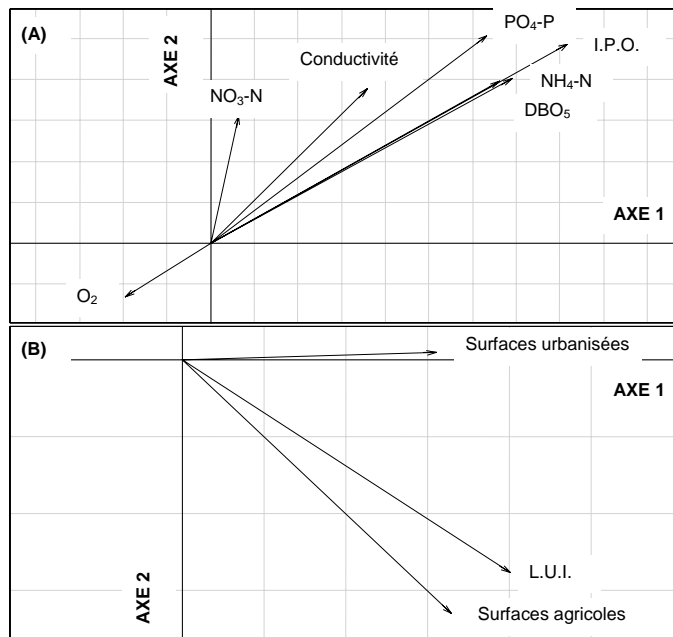


Figure 2 : Compromis de la méthode STATIS, entre les données physico-chimiques (A) et d'occupation du sol (B) sur l'ensemble du jeu de données environnementales.

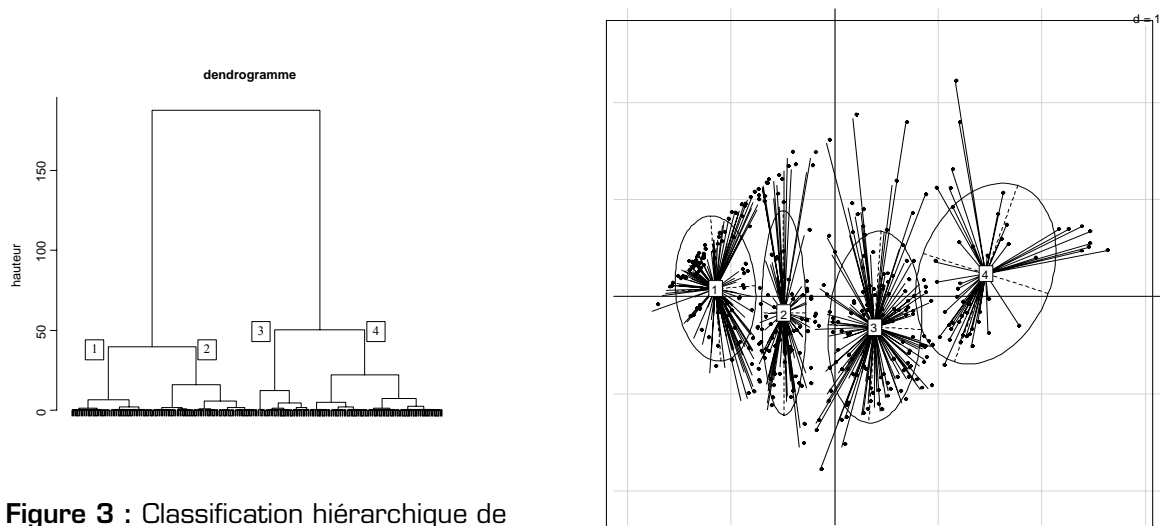


Figure 3 : Classification hiérarchique de Ward sur distance euclidienne de la matrice de données environnementales.

Seuils de référence potentiels de quelques paramètres physico-chimiques et physiogéographiques

L'analyse du compromis entre les données d'occupation du sol et les données physico-chimiques de notre jeu de données environnementales (analyse STATIS) révèle un gradient de qualité sur le premier axe (Fig. 2). Les variables les plus étroitement corrélées avec cet axe principal sont l'Indice de Pollution Organique

(IPO^4), la DBO_5 , l'ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$, les ortho-phosphates $\text{PO}_4\text{-P}$ et la conductivité pour les variables physico-chimiques ; la proportion de surfaces urbanisées, le « Land Use Index » et la proportion de surfaces agricoles. Si on se sert de ce critère pour créer des groupes de stations, on trouve une subdivision en quatre catégories supposées refléter ce gradient de qualité (Fig. 3 et 4).

Ensuite, les distributions des valeurs des différentes variables environnementales entre ces quatre groupes qualitatifs ont été comparées. Le groupe 1 peut être assimilé aux stations de notre base de données caractérisées par la meilleure qualité environnementale (sur base des données physico-chimiques et d'occupation du sol disponibles). Les groupes 2, 3 et 4 correspondent à un gradient de qualité décroissante (Fig. 4). Les valeurs seuils (minimums, percentiles 25%, médianes, percentiles 75% et maximums) correspondant aux stations de la meilleure qualité environnementale (groupe 1) (Figures 5 à 14 et tableau 5) sont données à titre indicatif en tant qu'aide à la décision pour l'établissement des valeurs seuils de référence pour les variables physico-chimiques et d'occupation des sols.

	Unités	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
$\text{PO}_4\text{-P}$	$\mu\text{g/l}$	0	5	10	19	40
$\text{NO}_3\text{-N}$	$\mu\text{g/l}$	452	2485	3388	4970	8132
$\text{NH}_4\text{-N}$	$\mu\text{g/l}$	39	39	39	39	39
DBO_5	mg/l	0.1	0.5	0.9	1.4	2.7
Conductivité	$\mu\text{S/cm}$	97	168	215	567	959
O_2	%	84	92	96	99	109
I.P.O.		0.00	0.25	0.25	0.50	0.75
L.U.I.		0.000	0.000	0.002	0.128	0.277
Surfaces agricoles	%	0	0	4.7	36.5	68.3
Surfaces urbanisées	%	0	0	0	0	0

Tableau 5 : Distribution des valeurs des principales variables physico-chimiques et d'occupation des sols pour les sites présentant la meilleure qualité possible dans notre base de données.

⁴ Dans la méthode originale (Leclercq et Maquet, 1987), l'Indice de Pollution organique (I.P.O.) varie entre les valeurs 1 et 5, correspondant à une pollution organique décroissante. La valeur la plus élevée de cet indice (valeur 5) correspond par conséquent à la classe de meilleure qualité. Dans les analyses qui suivent, la valeur de l'I.P.O. a été soustraite de la valeur maximale de cet indice (valeur 5) afin que l'ensemble des variables exprimant un gradient de pollution organique évolue dans le même sens.

Il ressort de ces analyses que certaines variables environnementales permettent de discriminer nettement les différentes classes de qualité. Parmi les variables physico-chimiques, il s'agit des ortho-phosphates, de la DBO_5 , de l'Indice de Pollution Organique et dans une moindre mesure de l'ammonium. Les trois variables d'occupation des sols testées (« Land Use Index », proportion de surfaces agricoles et proportion de surfaces urbanisées) permettent toutes de séparer clairement les différentes classes de qualité de notre base de données. A l'inverse, les nitrates, la conductivité et la saturation en oxygène peuvent être considérées comme des variables peu discriminantes avec ce jeu de données.

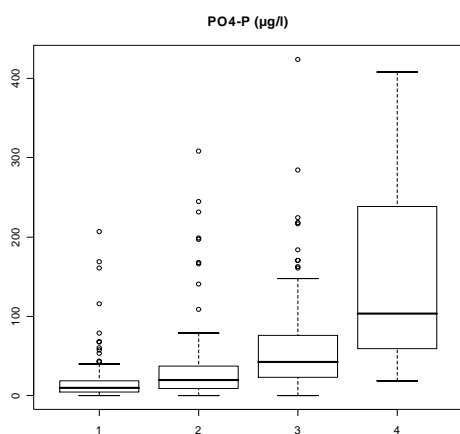


Figure 5: Distributions des valeurs de $PO_4\text{-P}$ au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

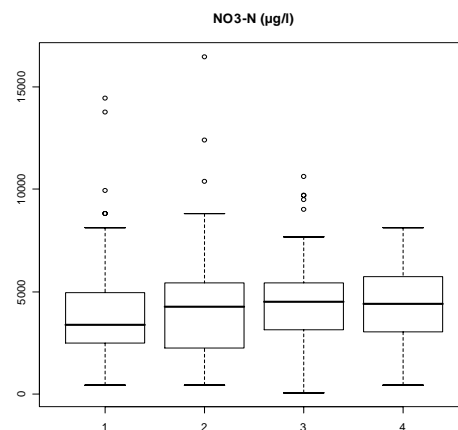


Figure 6: Distributions des valeurs de $NO_3\text{-N}$ au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

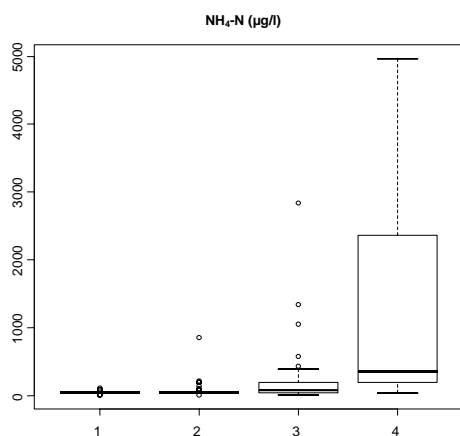


Figure 7: Distributions des valeurs de $NH_4\text{-N}$ au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

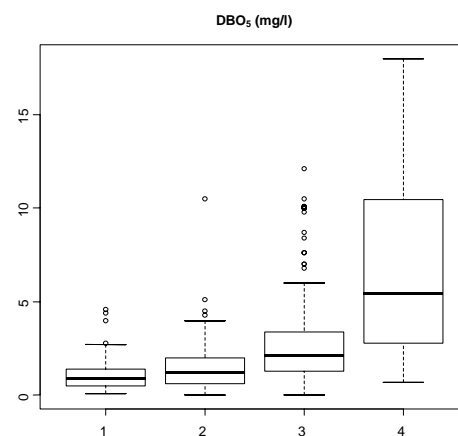


Figure 8: Distributions des valeurs de DBO_5 au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

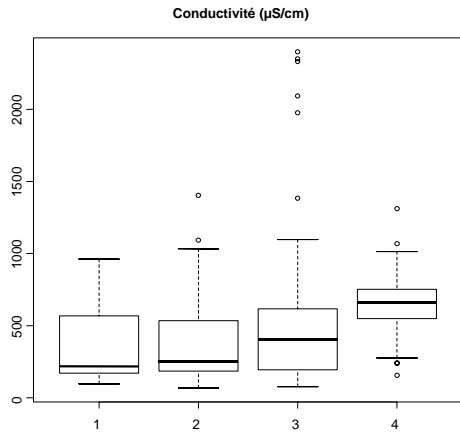


Figure 9: Distributions des valeurs de conductivité au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

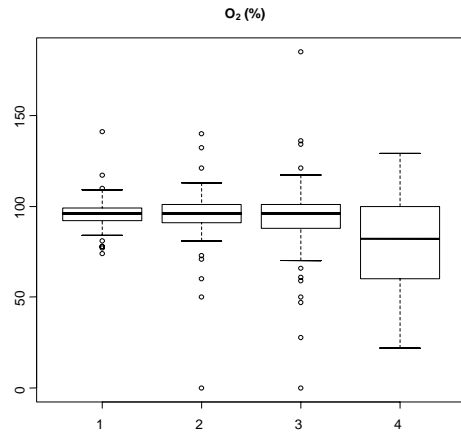


Figure 10: Distributions des valeurs d'oxygène au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

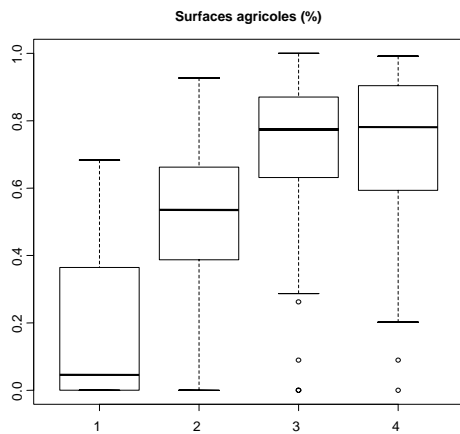


Figure 11: Distributions des valeurs des proportions de surfaces agricoles au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

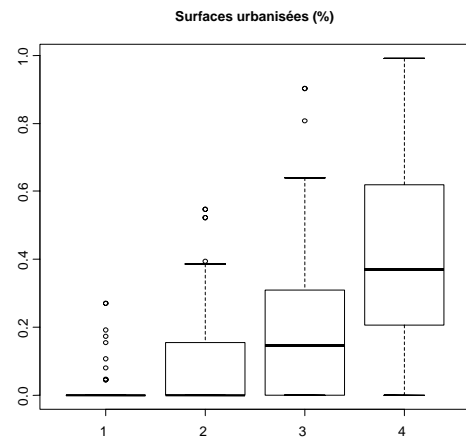


Figure 12: Distributions des valeurs des proportions de surfaces urbanisées au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

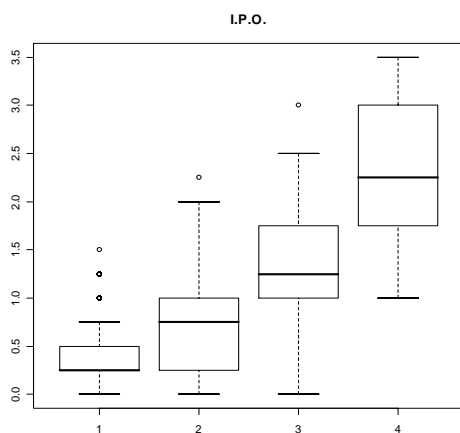


Figure 13: Distributions des valeurs de l'indice de pollution organique (I.P.O.) au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

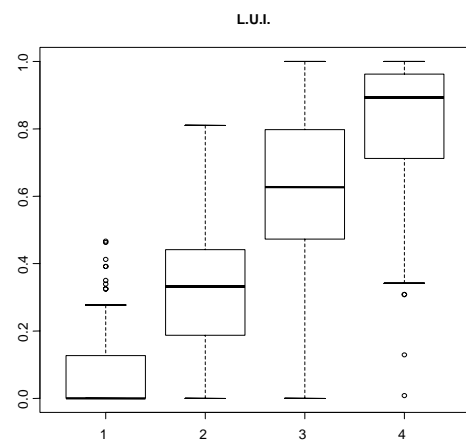


Figure 14: Distributions des valeurs du « Land Use Index » (L.U.I.) au niveau des quatre classes de qualité environnementales.

Si on s'intéresse uniquement à la distribution des valeurs dans la classe de qualité optimale, il est possible de proposer des seuils provisoires pour l'ensemble des variables environnementales testées. Pour des raisons déjà évoquées, il ne s'agit pas de valeurs limites pour l'état de référence proprement dit mais de seuils théoriques correspondant aux sites de notre base de données considérés comme étant caractérisés par la meilleure qualité sur base des données environnementales (tableau 5). Dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive (par ex. l'établissement des valeurs limites pour les conditions de référence), l'utilisation des valeurs médianes de ce type de distribution est souvent préconisée. Concernant les variables testées qui se sont avérées les plus discriminantes, les valeurs limites provisoires suivantes pourraient être proposées pour « l'état de référence » : 10 µg/l pour les ortho-phosphates (PO₄-P) ; 0.9 mg/l pour la DBO₅ ; 0.25 pour l'Indice de Pollution Organique (I.P.O.) ; 0.002 pour le « Land Use Index » (L.U.I.) ; 4.7% pour la proportion de surfaces agricoles et enfin 0 % pour la proportion de surfaces urbanisées.

Cependant, ces valeurs concernent l'ensemble des stations échantillonnées entre 1994 et 2002 et peuvent être biaisées par la plus grande proportion dans cette base de données de stations appartenant à des cours d'eau de petite taille (bassin versant < 50 km²) sur substrat siliceux. Pour des rivières de plus grande taille (types R-C4 ou R-C5) ou des petits cours d'eau sur substrat calcaire (R-C6), les valeurs proposées sont susceptibles d'être trop exigeantes. Une méthodologie identique a été utilisée pour créer des groupes de stations selon un gradient de qualité mais cette fois, indépendamment pour chacun des types de cours d'eau : R-C3, R-C4 et R-C6 (notre base de données dispose d'un nombre trop faible de stations appartenant au type R-C5 pour réaliser une distribution statistique valable des valeurs). Les résultats sont repris dans les tableaux 6, 7 et 8.

PO ₄ -P (µg/l)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	1.0	3.0	7.5	16.5	23.0
Type R-C4	4.0	9.0	22.5	32.0	44.0
Type R-C6	2.0	21.0	52.0	112.5	199.0

NO ₃ -N (µg/l)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	904	1807	2485	4405	6099
Type R-C4	2033	2711	2711	3276	4066
Type R-C6	1581	4405	5873	8810	11457

NH ₄ -N (µg/l)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	39	39	39	39	39
Type R-C4	78	78	78	78	78
Type R-C6	39	39	39	39	39

Tableau 6 : Distribution des valeurs de PO₄-P, NO₃-N et NH₄-N pour les sites présentant la meilleure qualité possible dans les types R-C3, R-C4 et R-C6.

DBO ₅ (mg/l)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	0.10	0.45	1.05	1.25	2.40
Type R-C4	1.30	1.60	2.00	2.50	3.30
Type R-C6	0.30	0.85	1.60	2.00	2.60

Conductivité	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	120.0	146.0	167.5	197.0	269.0
Type R-C4	126.0	142.0	148.5	223.5	310.0
Type R-C6	437.0	577.0	637.5	830.0	1092.0

O ₂ (%)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	89.0	92.0	95.5	99.0	105.0
Type R-C4	77.0	97.5	107.0	116.5	140.0
Type R-C6	77.0	93.0	97.5	105.0	113.0

I.P.O.	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	0.000	0.000	0.250	0.500	1.000
Type R-C4	0.500	0.750	0.875	1.000	1.000
Type R-C6	0.500	0.750	1.000	1.250	1.750

Tableau 7 : Distribution des valeurs de DBO₅, Conductivité, O₂ et I.P.O. pour les sites présentant la meilleure qualité possible dans les types R-C3, R-C4 et R-C6.

L.U.I.	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	0.000	0.000	0.012	0.128	0.231
Type R-C4	0.106	0.179	0.239	0.337	0.358
Type R-C6	0.000	0.000	0.000	0.003	0.003

Surfaces agricoles (%)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	0.0	5.6	23.3	36.0	62.5
Type R-C4	32.5	40.9	45.3	53.3	62.6
Type R-C6	0.0	0.0	0.0	4.1	6.3

Surfaces urbanisées (%)	Minimum	Percentile 25%	Médiane	Percentile 75%	Maximum
Type R-C3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Type R-C4	0.0	9.4	16.5	26.0	39.5
Type R-C6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau 8 : Distribution des valeurs de L.U.I., proportions de surfaces agricoles et de surfaces urbanisées pour les sites présentant la meilleure qualité possible dans les types R-C3, R-C4 et R-C6.

Parmi les variables physico-chimiques, des différences significatives peuvent être notées particulièrement pour les ortho-phosphates et l'Indice de Pollution Organique : valeurs médianes plus élevées en R-C5 par rapport à R-C4, ces dernières étant elles-mêmes plus élevées que les valeurs en R-C3. Les valeurs médianes pour les nitrates et la conductivité sont assez comparables en R-C3 et R-C4 mais sont nettement plus élevées en R-C5. Quant à la valeur médiane de la DBO₅, elle est la plus élevée en R-C4. La distribution des valeurs d'oxygène est assez constante pour les différents types de cours d'eau bien qu'on puisse constater des conditions de sursaturation au niveau du type R-C4, essentiellement.

Quant aux variables relatives à l'occupation du sol et du degré d'anthropisation, on peut remarquer des valeurs nettement plus élevées pour les rivières de grande taille du type R-C4 (taille de bassin versant supérieure à 100 km²) par rapport aux petits cours d'eau des types R-C3 et surtout R-C6.

Conditions de référence et limites de classe de qualité écologique pour l'IBGN et l'indice d'intercalibration (ICMi).

Les résultats complets résultant du calcul de l'ensemble des métriques de l'IBGN (Classe de Variété CV, Groupe Faunistique Indicateur GFI) et de l'ICMi (Average Score Per Taxon ASPT, Log10 (Sel_EPTD+1), 1-GOLD, nombre total de familles, nombre de familles EPT, indice de diversité de Shannon-Wiener) pour l'ensemble des stations de notre jeu de données appartenant aux types R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6 sont repris dans les tableaux 1 à 4 (annexe 4). Le résumé des valeurs seuils IBGN proposées pour les limites de classes écologiques (Référence, TBE et BE) en suivant la méthodologie exposée en détail dans notre chapitre « Méthodes » est donné dans le tableau 9. Les régressions linéaires entre l'indice ICMi et les scores IBGN normalisés en EQR (Ecological Quality Ratio) sont données pour chacun des types considérés dans les figures 15 à 18. Enfin, les tableaux 10 à 13 reprennent les valeurs limites de l'ensemble des classes écologiques pour les scores IBGN, les scores IBGN normalisés en EQR et les indices ICMi, et cela pour les types R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6.

Il apparaît ainsi que les limites de l'état de référence pour la méthode nationale IBGN seraient égale à 17/20 pour les types R-C3 (tableau 10) et R-C4 (tableau 11) et de 16/20 pour les types R-C5 (tableau 12) et R-C6 (tableau 13). Remarquons toutefois que pour des scores IBGN équivalents, les valeurs des métriques utilisés pour calculer cette note synthétique ne sont pas nécessairement identiques (tableau 9). En effet, un score IBGN de minimum 17/20 (état de référence) en R-C3 implique un Groupe Faunistique Indicateur (GFI) et une Classe de Variété (CV) au moins égal à « 9 » alors que le même score IBGN en R-C4, implique un GFI au moins égal à « 8 » et une CV au minimum égale à « 10 ». Inversement, pour R-C5 et R-C6, les limites pour l'état de référence sont identiques que l'on considère la note synthétique IBGN ou les métriques GFI et CV. Pour le Très Bon Etat écologique (TBE), les limites inférieures du score IBGN sont fixées à 15/20 pour R-C3 (tableau 10), 16/20 pour R-C4 (tableau 11), 14/20 pour R-C5 et R-C6 (tableau 12 et 13). D'après notre jeu de données, les limites proposées du Bon Etat écologique (BE), sont de 12/20 pour R-C3 et R-C4 (tableau 10 et 11) et de 11/20 pour R-C5 et R-C6. Rappelons ici que cette limite est particulièrement importante, puisqu'en deçà des valeurs proposées, la DCE impose une remédiation des cours d'eau en vue d'atteindre le Bon Etat écologique d'ici 2015.

Les figures 15 à 18 nous renseignent sur la corrélation existant entre la méthode nationale IBGN (normalisée en EQR) et l'indice d'intercalibration européen ICMi, pour chacun des types de cours d'eau considérés. La corrélation entre les deux indices est meilleure en R-C4 ($R^2 = 0.763$) et R-C6 ($R^2 = 0.776$) qu'en R-C3 ($R^2 = 0.573$) et R-C5 ($R^2 = 0.452$). Remarquons dans ces deux derniers cas, le peu de données disponibles pour R-C5 (fig. 17 et tableau 3, annexe 4) et la forte disparité entre le nombre de données disponibles pour des sites présentant une bonne qualité écologique générale (IBGN EQR et ICMi > 0.8) par rapport aux données concernant les sites de moins bonne qualité (IBGN EQR et ICMi < 0.8), en R-C3 (fig. 15 et tableau 1, annexe 4).

Type intercalibration	Description	Valeurs de référence			Limite TBE			Limite BE		
		IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV
R-C3	Petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux	>= 17	>= 9	>= 9	>= 15	>= 8	>= 8	>= 12	>= 6	>= 6
R-C4	Cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude	>= 17	>= 8	>= 10	>= 16	>= 8	>= 9	>= 12	>= 6	>= 7
R-C5	Cours d'eau de grande taille et de basse altitude	>= 16	>= 8	>= 9	>= 14	>= 8	>= 8	>= 11	>= 6	>= 6
R-C6	Petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire	>= 16	>= 8	>= 9	>= 14	>= 7	>= 8	>= 11	>= 6	>= 6

Tableau 9 : Valeurs seuils IBGN proposées pour les limites de classes écologiques (Référence, TBE et BE) pour les types d'intercalibration (R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6) identifiés dans notre base de données. IBGN : Indice Biologique Global Normalisé ; GFI : Groupe Faunistique Indicateur ; CV : Classe de Variété.

RC-3 : Petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux			
Limites états écologiques	Score IBGN	IBGN EQR	ICMi
Référence	17	1.00	0.941
Limite TBE	15	0.88	0.858
Limite BE	12	0.71	0.742
Limite EM	8	0.47	0.577
Limite ME	4	0.24	0.419
$ICMi = IBGN\ EQR * 0.6868 + 0.254$			

Tableau 10 : RC-3. Limites de l'indice ICM pour chaque classe de qualité correspondant aux limites définies à partir des scores IBGN (droite de régression). TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat .

RC-4 : Cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude			
Limites états écologiques	Score IBGN	IBGN EQR	ICMi
Référence	17	1.00	1.051
Limite TBE	16	0.94	0.992
Limite BE	12	0.71	0.762
Limite EM	8	0.47	0.523
Limite ME	4	0.24	0.294
$ICMi = IBGN\ EQR * 0.9963 + 0.055$			

Tableau 11 : RC-4. Limites de l'indice ICM pour chaque classe de qualité correspondant aux limites définies à partir des scores IBGN (régression linéaire). TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat .

RC-5 : Cours d'eau de grande taille et de basse altitude			
Limites états écologiques	Score IBGN	IBGN EQR	ICMi
Référence	16	1.00	0.969
Limite TBE	14	0.88	0.893
Limite BE	11	0.69	0.772
Limite EM	7	0.44	0.614
Limite ME	4	0.25	0.493
$ICMi = IBGN\ EQR * 0.6335 + 0.335$			

Tableau 12 : RC-5. Limites de l'indice ICM pour chaque classe de qualité correspondant aux limites définies à partir des scores IBGN (régression linéaire). TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat .

RC-6 : Petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire			
Limites états écologiques	Score IBGN	IBGN EQR	ICMi
Référence	16	1.00	0.977
Limite TBE	14	0.88	0.876
Limite BE	11	0.69	0.715
Limite EM	7	0.44	0.504
Limite ME	4	0.25	0.343

$ICMi = IBGN\ EQR * 0.8449 + 0.132$

Tableau 13 : RC-6. Limites de l'indice ICM pour chaque classe de qualité correspondant aux limites définies à partir des scores IBGN (régression linéaire). TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat .

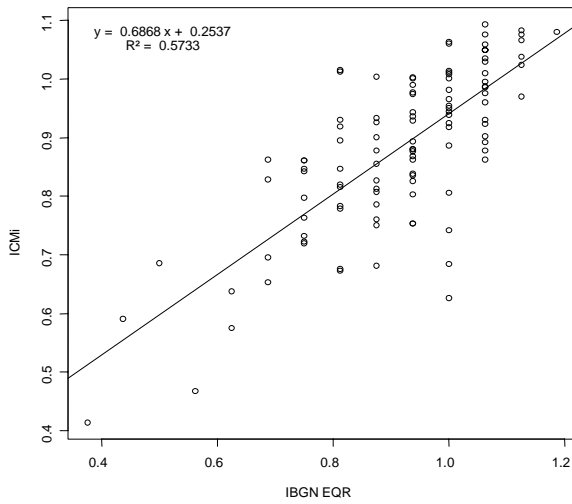


Figure 15 : RC-3. Régression linéaire entre l'indice ICM et les scores IBGN EQR.

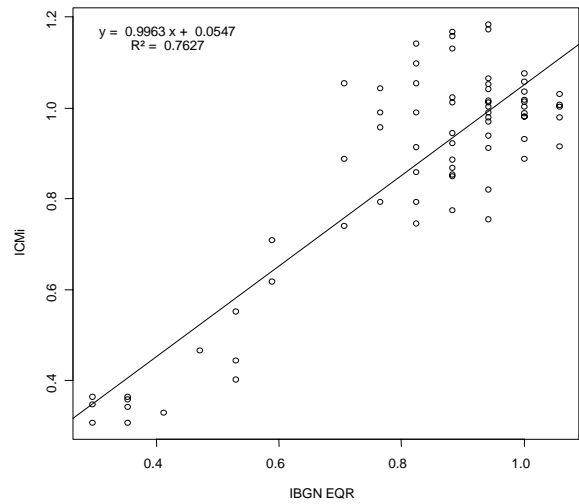


Figure 16 : RC-4. Régression linéaire entre l'indice ICM et les scores IBGN EQR.

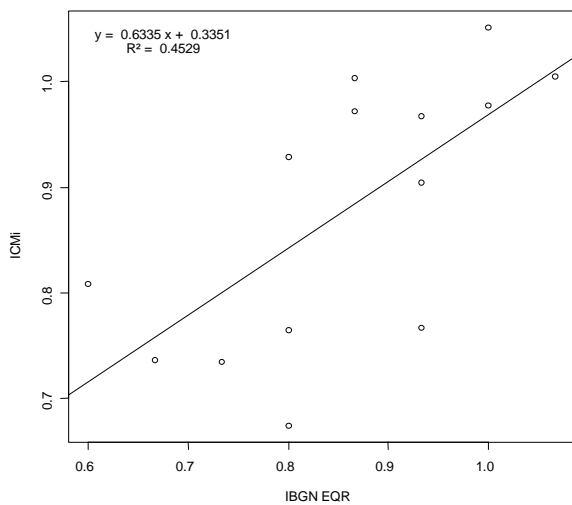


Figure 17 : RC-5. Régression linéaire entre l'indice ICM et les scores IBGN EQR.

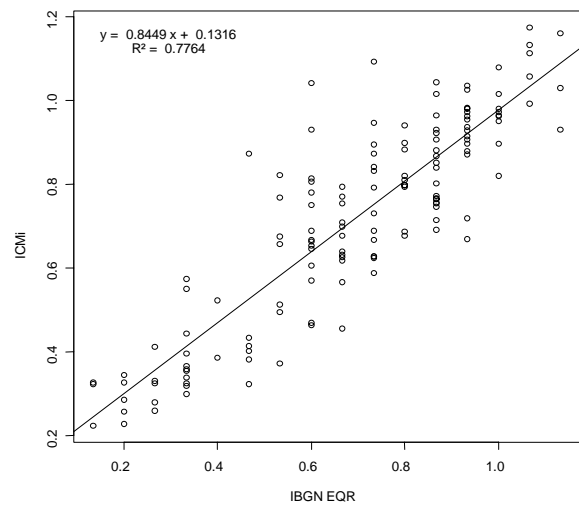


Figure 18 : RC-6. régression linéaire entre l'indice ICM et les scores IBGN EQR.

Les cartes proposées aux figures 19 et 20, indiquent les stations et secteurs potentiels de référence qui résultent de l'analyse de notre base de données et des valeurs limites pour l'IBGN qui ont été définies au niveau des différents types de cours d'eau d'intercalibration (tableaux 10, 11, 12, 13 et 9). Pour rappel, les secteurs de référence potentiels sont définis en amont et en aval des stations de référence potentielles pour autant que l'occupation des sols reste favorable : dominance de forêts, friches, landes, zones naturelles, associées à des prairies naturelles ou faiblement amendées avec élevage traditionnel ; faible emprise des cultures (labours) et cultures permanentes (vignes, vergers,...).

La position des 13 sites de référence sélectionnés sur base de données hydromorphologiques par l'Administration de Gestion de l'Eau, en collaboration avec l'Université de Sarrebrück, est également indiquée sur ces cartes.

Les critères de sélection des sites et des secteurs potentiels de référence sont plus exigeants au niveau de la carte de la figure 19, car les sites retenus doivent avoir des scores IBGN supérieurs ou égaux aux limites proposées pour l'état de référence, à la fois en automne et au printemps. Pour la carte de la figure 18, les sites retenus doivent avoir des scores IBGN supérieurs ou égaux aux limites proposées pour l'état de référence, pour une des deux saisons et supérieurs ou égaux aux limites proposées pour le Très Bon Etat (TBE), pour l'autre saison.

Il ressort de la carte de la figure 19 que plusieurs secteurs potentiels de référence peuvent être identifiés pour le type R-C3 (petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux). Ces secteurs se trouvent le plus souvent dans le bassin de la Sûre supérieure (Beiwenerbaach, Surbich et Mechelbaach). Des secteurs potentiels sont également rencontrés pour ce type de cours d'eau dans le bassin de la Wiltz (Tettelbaach), de la Sûre moyenne (Schlennerbaach), de la Wark (Hurelbaach) et enfin de l'Attert (Riederbaach). Pour R-C4 (cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude), il existe un seul secteur de référence potentiel pour ce niveau d'exigence. Celui-ci concerne néanmoins un linéaire de cours d'eau relativement important (environ 14 km) de l'Our, entre Kalbermillen et Rodershausen. En R-C5 (cours d'eau de grande taille et de basse altitude) aucun site et *a fortiori* aucun secteur de référence n'a pu être identifié pour ce niveau d'exigence. Deux sites de référence potentiels ont pu être sélectionnés pour le type R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire): au niveau de Bissen sur l'Attert et Hessemillen sur l'Ernz blanche. Toutefois, en raison du fractionnement de l'habitat au niveau de ces deux régions, les secteurs potentiels qui ont pu être définis sont extrêmement courts.

Si le niveau d'exigence est un peu moins élevé (scores IBGN supérieurs ou égaux aux limites proposées pour l'état de référence, pour une des deux saisons et supérieurs ou égaux aux limites proposées pour le TBE pour l'autre saison) (Fig. 20), quelques stations et secteurs potentiels de référence supplémentaires peuvent être définis. Pour R-C3, il s'agit de nouveaux secteurs sur les bassins de la Haute-Sûre (ruisseau de Neunhausen), la Blees (Blees à Brandenburg et Stool), l'Our (Schilbech et Kenzelbaach), la Wark (Reideschbaach) et l'Attert (Breschterbaach). En R-C4, le secteur précédemment sélectionné sur l'Our peut

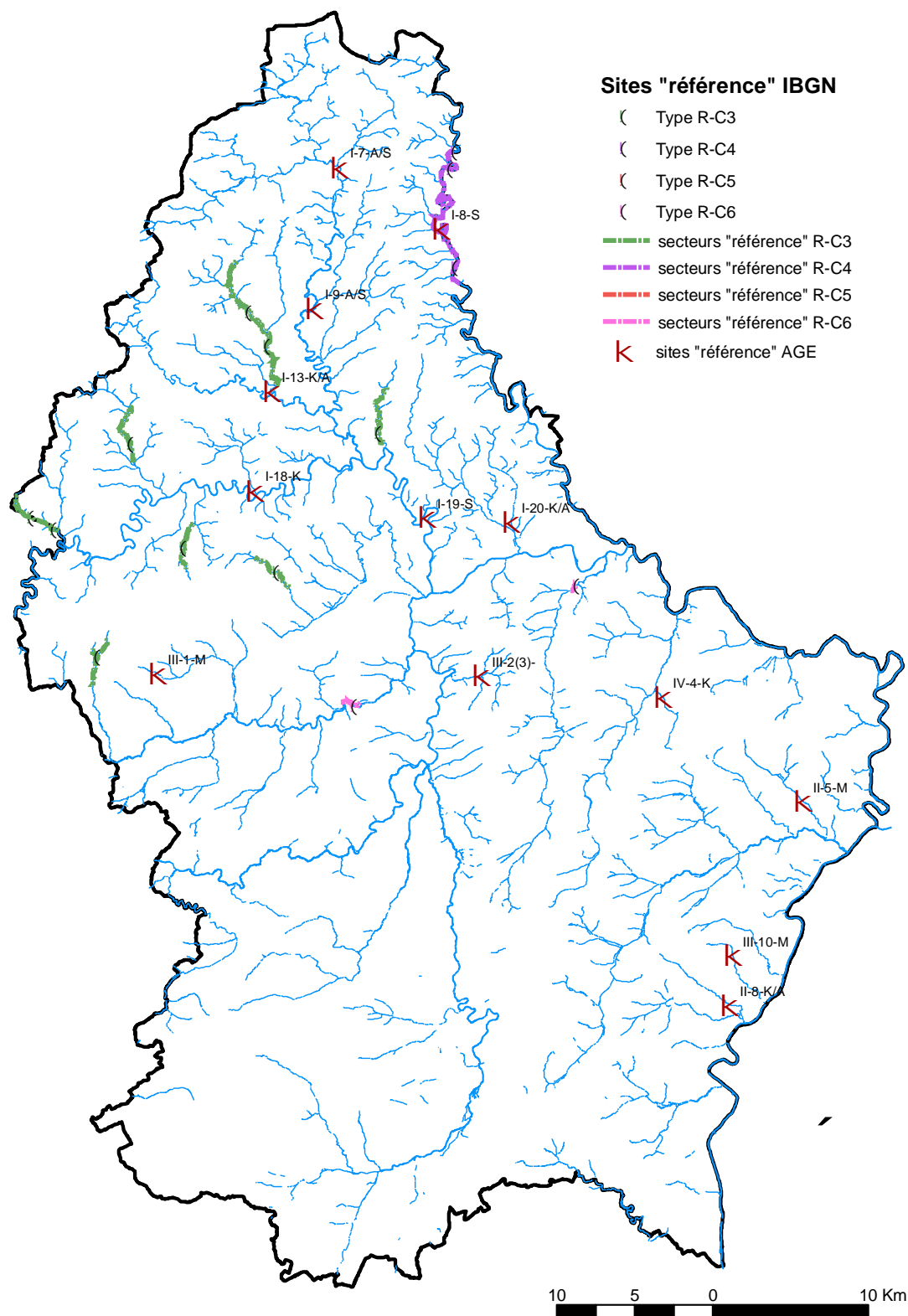


Figure 19: Tronçons de cours d'eau susceptibles d'être considérés comme étant proches de l'état de référence à partir de l'intercalibration des scores IBGN pour chaque type de cours d'eau (R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6). Les sites retenus ont des scores IBGN supérieurs ou égaux aux limites proposées pour l'état de référence, à la fois en automne et au printemps.

être étendu considérablement vers le nord (jusqu'à Ouren). En outre un nouveau secteur peut être défini toujours sur l'Our mais plus en aval cette fois (amont de Untereisenbach jusqu'à Stolzembourg). De plus, une station peut être sélectionnée sur la Clerve (à Enscherange) et il est à noter que plusieurs sites de la Sûre supérieure appartenant également au type R-C4 montrent une excellente qualité biologique mais n'ont pas pu être sélectionnés en raison d'une valeur IBGN légèrement insuffisante pour l'une ou l'autre des deux saisons, par rapport aux limites fixées dans ce travail. En R-C5, une station peut cette fois être sélectionnée : il s'agit de la station située en amont de Wasserbillig sur la Sûre inférieure. En R-C6, quelques sites et secteurs supplémentaires peuvent être définis sur l'Ernz noire (Halerbaach), l'Ernz blanche (Manzelbaach), l'Attert (aval Everlange) et la Syre (Schlambaach).

On remarquera en outre, que les 13 sites de référence sélectionnés sur base de données hydromorphologiques par l'Administration de Gestion de l'Eau en collaboration avec l'Université de Sarrebrück, se trouvent rarement dans les secteurs potentiels de référence que nous avons définis sur base de l'intercalibration des scores IBGN, réalisée à partir de notre base de données. En effet, seuls deux des 13 sites se trouvent directement sur un tronçon de cours d'eau potentiellement de référence : il s'agit de la station située sur l'Our en amont de Dasburg-Pont (station I-8-S) et de la station située sur le Schlambaach (station II-5-M) dans le bassin de la Syre. Ceci n'exclut absolument pas l'éventualité que les sites proposés correspondent effectivement à des sites de référence (absence d'impact écologique mesurable dans la rivière). Cependant, comme nous l'avons signalé dans l'introduction de ce rapport, il nous a semblé pour le moins hasardeux de transposer directement des résultats issus de notre base de données, lorsque les sites échantillonnés ne se trouvaient pas exactement au même endroit que les sites pré-sélectionnés par l'Administration de Gestion de l'Eau et l'Université de Sarrebrück. Dans la plupart des cas, nous n'avons pas, dans notre base de données, de sites suffisamment proches des 13 sites proposés pour émettre d'éventuelles conclusions quant à l'appartenance ou non de ces sites à un réseau de sites de référence. Il conviendra donc, dans un proche avenir, d'échantillonner les macroinvertébrés ainsi que d'autres éléments biologiques au niveau de ces sites, afin de vérifier l'absence d'impact mesurable sur les communautés biologiques inventoriées et de préciser ainsi, quels sites peuvent être retenus en tant que sites de référence pour différents types de cours d'eau au Luxembourg.

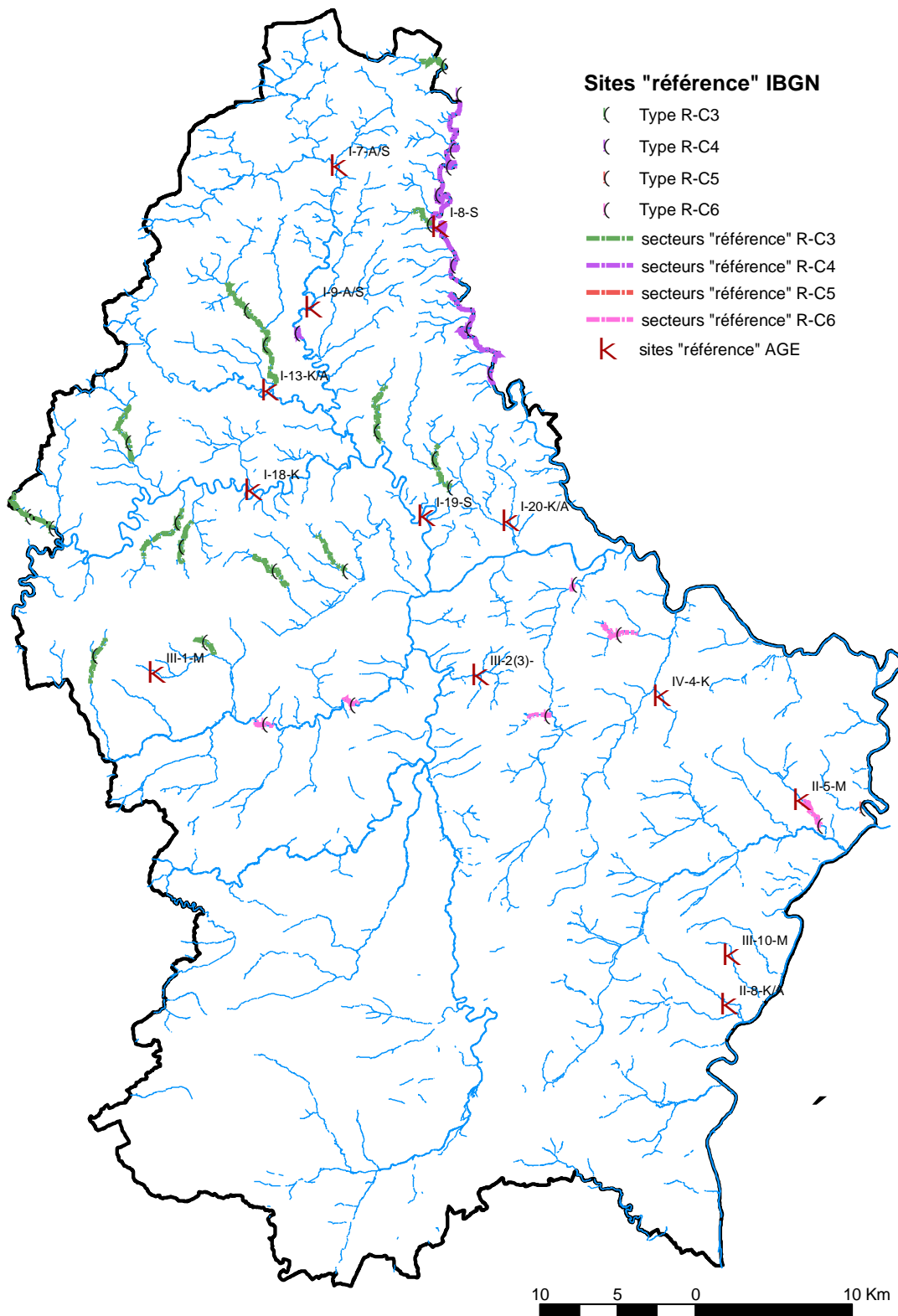


Figure 20: Tronçons de cours d'eau susceptibles d'être considérés comme étant proches de l'état de référence à partir de l'intercalibration des scores IBGN pour chaque type de cours d'eau (R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6). Les sites retenus ont des scores IBGN supérieurs ou égaux aux limites proposées pour l'état de référence, pour une des deux saisons et supérieurs ou égaux aux limites proposées pour le Très Bon Etat (TBE), pour l'autre saison.

Macrophytes : inventaires floristiques et applicabilité de l'IBMR

La méthode de détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) est fondée sur l'examen des macrophytes afin de déterminer le statut trophique des rivières. Basée sur l'utilisation du peuplement végétal aquatique, l'IBMR est applicable aux parties continentales des cours d'eau naturels ou artificialisés. Mis au point sur l'ensemble du réseau hydrographique français, le protocole de l'IBMR a été normalisé par l'Association Française de Normalisation en octobre 2003 sous le numéro NF T 90-395 (AFNOR, 2003). L'IBMR traduit essentiellement le degré de trophie lié à des teneurs en ammonium et orthophosphates, ainsi qu'aux pollutions organiques les plus flagrantes. Indépendamment du degré trophique que présente le cours d'eau, la note obtenue par le calcul de l'IBMR peut varier également selon certaines caractéristiques physiques du milieu comme l'intensité de l'éclairement et des écoulements. La norme IBMR n'est pas applicable aux cours d'eau dépourvus de macrophytes et aux estuaires.

Au Grand-Duché de Luxembourg, un inventaire des macrophytes aquatiques a été réalisé dans les 13 stations de référence (sélectionnées préalablement par l'Administration de la Gestion de l'Eau du Ministère de l'Intérieur) dans le but principal de vérifier si des macrophytes étaient ou non présents dans ces stations et permettraient à l'avenir de pouvoir appliquer en routine pour l'ensemble de nos cours d'eau l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) dans le cadre de la DCE.

Pour l'application de l'IBMR, l'ensemble des végétaux aquatiques ou amphibies visibles à l'œil nu, ou vivant habituellement en colonies visibles à l'œil nu doivent être inventoriés. Les macrophytes aquatiques inclus dans l'IBMR comprennent des Phanérogames (Monocotylédones et Dicotylédones), des Ptéridophytes, des Bryophytes (Hépatiques et Mousses), des lichens, des macro-algues, et par extension, des colonies de cyanobactéries ainsi que des colonies hétérotrophes de bactéries et champignons également visibles à l'œil nu.



Afin de pouvoir appliquer correctement la méthode IBMR, les relevés floristiques doivent être réalisés en période de développement de la végétation, avec des eaux claires et un niveau d'eau suffisamment bas. La période choisie doit donc être adaptée en fonction de l'hydrologie et du régime thermique des cours d'eau étudiés. L'échantillonnage doit être réalisé en s'éloignant des événements hydrologiques exceptionnels (périodes de crues) et dommageables pour les macrophytes.

En 2004, pour des raisons administratives, l'échantillonnage n'a malheureusement pas pu être réalisé avant le mois de novembre et donc en période de hautes eaux, souvent trop troubles pour l'application de l'IBMR car celui-ci nécessite pour son calcul une estimation fiable du pourcentage de substrat couvert par les espèces de macrophytes en faciès lotique et lentique.

La liste des macrophytes recensés dans les cours d'eau en automne est indicative et non-exhaustive par rapport aux espèces aquatiques immergées qui peuplent les cours d'eau en période d'étiage au printemps et en été. Pour chacune des 13 stations de référence, un inventaire floristique des macrophytes aquatiques a été établi, en considérant l'étude d'un tronçon d'une longueur minimale de 50 mètres. Parmi les taxons inventoriés, la côte spécifique et le coefficient de sténoécie ont été précisés pour toutes les espèces reprises dans le calcul de l'IBMR.

L'important débit et la forte turbidité des eaux au moment des prélèvements en novembre 2004 n'ont pas permis de réaliser une bonne estimation du pourcentage de recouvrement des diverses espèces. Certaines stations ont été revisitées en 2005 afin d'éviter les problèmes de fort débit et de turbidité rencontrés en novembre 2004, empêchant l'observation et la récolte d'échantillons représentatifs. Les résultats par station sont présentés ci-après. Les pourcentages de recouvrement ont été précisés uniquement pour les espèces macrophytiques les plus abondantes ; ils sont donnés à titre indicatif mais ne sont pas suffisamment fiables que pour permettre le calcul de l'IBMR en respectant les exigences de la Norme. Le coefficient de sténoécie, représentant l'amplitude écologique, varie de 1 (taxon euryèce à large amplitude écologique) à 3 (taxon sténoèce à faible amplitude écologique).

Schlammaach, 25-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Cladophora</i> (5%)	6	1
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Microspora</i>	12	2
<i>Oscillatoria</i>	11	1
<i>Vaucheria</i> (7%)	4	1
Algues unicellulaires : <i>Closterium</i> , <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Gyrosigma</i> , <i>Navicula tripunctata</i> , <i>Nitzschia linearis</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> , <i>Ulnaria ulna</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Amblystegium fluviatile</i> (2%)	11	2
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (3%) (= <i>Platyhypnidium rusciforme</i>)	12	1
PHANEROGAMES		
<i>Glyceria fluitans</i> (2%)	14	2

Gouschtengerbaach, 25-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i> (sur <i>Cladophora</i> avec <i>Cocconeis pediculus</i>)	13	2
<i>Diatoma vulgaris</i> (rare)	12	2
<i>Cladophora</i> (4%)	6	1
<i>Melosira varians</i> (60%)	10	1
<i>Phormidium</i> (1%)	13	2
<i>Vaucheria</i> (2%)	4	1
Algues unicellulaires (Diatomées): <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Cymatopleura ellipitica</i> , <i>Gyrosigma nodiferum</i> , <i>Navicula lanceolata</i> , <i>N. tripunctata</i> , <i>Nitzschia sigmoidea</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> , <i>Ulnaria ulna</i> , <i>Surirella</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Amblystegium riparium</i> (2%)	5	2
<i>Fontinalis antipyretica</i> (5%)	10	1
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (1%) (= <i>Platyhypnidium rusciforme</i>)	12	1

Consdreferbaach, 25-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i> (25%)	13	2
<i>Cladophora</i> (5%)	6	1
Algues unicellulaires : <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>C. placentula</i> , <i>Navicula lanceolata</i> , <i>N. tripunctata</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Fissidens crassipes</i> (5%)	12	2
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (très rare) (= <i>Platyhypnidium rusciforme</i>)	12	1

Schlierbech, 2-12-2005

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i> (10%)	13	2
<i>Cladophora</i> (5%)	6	1
<i>Diatoma vulgare</i> (5%)	12	2
<i>Lemanea fluviatilis</i> (3%)	15	2
<i>Melosira varians</i> (2%)	10	1
<i>Stigeoclonium</i> (très rare)	13	2
<i>Ulothrix</i> (1%)	10	1
Algues unicellulaires : <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Navicula gregaria</i> , <i>N. lanceolata</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Amblystegium fluviatile</i>	11	2
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (1%) (= <i>Platyhypnidium rusciforme</i>)	12	1

Tandelerbaach, 18-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Cladophora</i>	6	1
<i>Lyngbya</i>	10	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
Algues unicellulaires : <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Cymatopleura elliptica</i> , <i>C. solea</i> , <i>Encyonema prostratum</i> , <i>Gyrosigma acuminatum</i> , <i>Navicula lanceolata</i> , <i>Nitzschia sigmoidea</i> , <i>Surirella</i> , <i>Ulnaria ulna</i>		

Himmelbaach, 19-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i>	13	2
<i>Cladophora</i>	6	1
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Lemanea fluviatilis</i>	15	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Stigeoclonium</i>	13	2
Algues unicellulaires : <i>Closterium</i> , <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Encyonema prostratum</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		
BRYOPHYTES		
MOUSSES		
<i>Fontinalis antipyretica</i>	10	1

Sûre, Aval Michelau, 2-12-05

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Cladophora</i> (15%)	6	1
<i>Diatoma vulgaris</i> (20%)	12	2
<i>Lemanea fluviatilis</i> (moins de 1%)	15	2
<i>Lyngbya</i> (moins de 1%)	10	2
<i>Melosira varians</i> (10%)	10	1
<i>Oedogonium</i> (moins de 1%)	6	2
<i>Oscillatoria</i> (rare)	11	1
<i>Ulothrix</i> (3 %)	10	1
Algues unicellulaires : <i>Closterium</i> , <i>Encyonema prostratum</i> , <i>Euastrum</i> , <i>Navicula gregaria</i> , <i>N. lanceolata</i> , <i>Nitzschia sigmoidea</i> , <i>Staurastrum</i> , <i>Ulnaria ulna</i>		
PHANEROGAMES		
<i>Phalaris arundinacea</i> (1%)	10	1
<i>Ranunculus penicillatus</i> (2%)	13	2

Clerve, Aval Drauffelt, 18-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i>	13	2
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Lemanea fluviatilis</i>	15	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Oedogonium</i>	6	2
<i>Oscillatoria</i>	11	1
<i>Stigeoclonium</i>	13	2
Algues unicellulaires : <i>Closterium</i> , <i>Encyonema prostratum</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Gyrosigma attenuatum</i> , <i>Staurastrum</i> , <i>Stauroneis phoenicenteron</i>		
BRYOPHYTES		
HEPATIQUES		
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	15	2
MOUSSES		
<i>Amblystegium riparium</i>	5	2
<i>Fontinalis antipyretica</i>	10	1
PHANEROGAMES		
<i>Ranunculus penicillatus</i>	12	1

Our, Amont Dasburg-Pont, 18-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i>	13	2
<i>Cladophora</i>	6	1
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Microspora</i>	12	2
<i>Oscillatoria</i>	11	1
<i>Stigeoclonium</i>	10	1
<i>Ulothrix</i>	10	1
Algues unicellulaires : <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> , <i>Stauroneis</i>		
BRYOPHYTES - MOUSSES		
<i>Fontinalis antipyretica</i> (5%)	10	1
PHANEROGAMES		
<i>Phalaris arundinacea</i>	10	1
<i>Ranunculus penicillatus</i> (4%)	12	1

Aalbaach, 25-11-04

Ce ruisseau, fortement ombragé dans le tronçon sélectionné, n'avait pas de macrophytes immergés au moment du prélèvement en novembre ; seulement quelques diatomées unicellulaires (principalement du genre *Nitzschia*) ont pu être récoltées sur les galets.

Woltz, Maulusmillen, 18-11-04

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Audouinella</i>	13	2
<i>Cladophora</i>	6	1
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Lemanea fluviatilis</i>	15	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Oedogonium</i>	6	2
<i>Oscillatoria</i>	11	1
<i>Stigeoclonium</i>	13	2
<i>Ulothrix</i>	10	1
Algues unicellulaires : <i>Asterionella formosa</i> , <i>Closterium</i> , <i>Cocconeis</i> , <i>Encyonema prostratum</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Gyrosigma attenuatum</i> , <i>Navicula lanceolata</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Pinnularia</i> , <i>Stauroneis phoenicenteron</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Fontinalis antipyretica</i>	10	1
PHANEROGAMES		
<i>Ranunculus penicillatus</i>	12	1

Schrandweilerbaach, 10-11-05

Macrophytes aquatiques	Côte spécifique IBMR	Coefficient de sténoécie
ALGUES		
<i>Cladophora</i> (10%)	6	1
<i>Diatoma vulgare</i>	12	2
<i>Melosira varians</i>	10	1
<i>Vaucheria</i> (5%)	4	1
Algues unicellulaires : <i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Gyrosigma attenuatum</i> , <i>G. nodiferum</i> , <i>Navicula lanceolata</i> , <i>N. tripunctata</i> , <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		
BRYOPHYTES – MOUSSES		
<i>Amblystegium riparium</i> (1%)	5	2
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (2%) (= <i>Platyhypnidium rusciforme</i>)	12	1
PHANEROGAMES		
<i>Berula erecta</i> (1%)	14	2

Strengbaach, 19-11-04

Aucun macrophyte visible à l'œil nu n'a pu être trouvé en automne 2004 dans le Strengbaach. Le tronçon sélectionné pour ce petit ruisseau est situé dans une forêt de grands hêtres (*Fagus sylvatica*), où très peu de lumière parvient au sol et empêche donc le développement des macrophytes aquatiques.

5. Discussion et perspectives

Pré-sélection de sites potentiels de référence sur base hydromorphologique

Globalement, les sites pré-sélectionnés par l'Administration de Gestion de l'Eau en collaboration avec l'Université de Sarrebrück, ne présentent pas d'influence anthropique majeure ; bien que quelques aménagements ainsi que la présence d'un cordon rivulaire relativement étroit aient pu être constatés au niveau de plusieurs sites. Il convient toutefois de préciser que cette conclusion s'applique seulement au niveau de la station elle-même. Il ne nous a en effet, pas été possible dans le cadre de ce projet, de vérifier si des altérations morphologiques, hydrologiques ou chimiques étaient présentes en amont ou en aval des sites pré-sélectionnés. En outre, les différentes proportions d'occupation du sol que nous avons relevées au niveau du bassin versant plus particulièrement, indiquent qu'une influence anthropique n'est certainement pas négligeable au niveau de certains sites pré-sélectionnés (utilisation du sol dominée par des surfaces agricoles, voire urbaines). L'absence d'influence significative sur les biocénoses aquatiques, conformément à la définition des conditions de référence selon la DCE, reste bien sûr à vérifier. Quelles que soient les conclusions définitives qui pourront être tirées quant à l'appartenance des sites pré-sélectionnés à un pool de sites de référence pour le Grand Duché de Luxembourg, et compte tenu du fait qu'un certain nombre de sites pré-sélectionnés ne présentent pas la typologie adéquate et/ou n'atteignent pas la limite minimum de taille de bassin versant (10 km²) imposée par la DCE, il sera nécessaire de proposer de nouveaux sites de référence. Il s'agit notamment d'identifier des sites de référence potentiels pour les types 9.1 (Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse) et 9.2 (Grosse Flüsse des Mittelgebirges), au sens de la typologie luxembourgeoise puisqu'aucun des sites pré-sélectionnés pour cette étude n'appartient à ces types de cours d'eau.

Propositions de seuils de référence potentiels pour les variables environnementales les plus discriminantes

L'analyse statistique de notre base de données environnementales a permis, dans un premier temps, de définir quelles étaient les variables les plus discriminantes pour séparer les différentes classes de qualité. En ce qui concerne les variables physico-chimiques, les ortho-phosphates (PO₄-P) ainsi que la DBO₅ se sont révélés être les plus discriminantes. Cependant, l'indice multimétrique I.P.O. qui, en plus de ces deux variables, intègre également les nitrites NO₂-N (non testés dans cette analyse) ainsi que l'ammonium NH₄-N permet également de séparer de manière très claire les différentes classes de qualité déterminées dans ce travail. L'Indice de Pollution Organique I.P.O. nous paraît par conséquent particulièrement approprié pour identifier les conditions de référence et les limites des différentes classes de qualité au Luxembourg. En ce qui concerne les données d'occupation du sol, censées refléter le degré d'anthropisation auquel sont soumis les cours d'eau, les deux paramètres testés (proportions de surfaces cultivées et agricoles, proportions de surfaces urbanisées) se révèlent tout à fait adaptés pour séparer les différentes classes

de qualité. Dans ce cas également, l'indice multimétrique L.U.I. (« Land Use Index »), qui en plus des deux paramètres précédents, intègre les proportions de pâturages, tout en attribuant une influence plus grande aux paramètres ayant un impact plus important sur les cours d'eau (surfaces urbanisées > surfaces agricoles > pâturages) nous semble particulièrement approprié pour la définition des conditions de référence et des valeurs limites des différentes classes de qualité.

			Luxembourg	Lithuanie	Grande Bretagne	Irlande	Autriche	France
R-C3	PO ₄ -P	µg/l	8		13		18	
	NO ₃ -N	µg/l	2485		300		1896	
	NH ₄ -N	µg/l	39		20		9	
	DBO ₅	mg/l	1.1		0.9		1.6	
	Conductivité	µS/cm	168		-		103	
	O ₂	%	96		98		100	
R-C4	PO ₄ -P	µg/l	23		18	15		
	NO ₃ -N	µg/l	2711	400	750	540		
	NH ₄ -N	µg/l	78	38	40	30		
	DBO ₅	mg/l	2.0	1.7	1.4	1.3		
	Conductivité	µS/cm	149	360	-	-		
	O ₂	%	107	86	98	100		
R-C5	PO ₄ -P	µg/l			18	15		
	NO ₃ -N	µg/l		400	750	540		
	NH ₄ -N	µg/l		38	40	30		
	DBO ₅	mg/l		1.7	1.4	1.3		
	Conductivité	µS/cm		360	-	-		
	O ₂	%		86	98	100		
R-C6	PO ₄ -P	µg/l	52		18	15		
	NO ₃ -N	µg/l	5873	400	750	540		
	NH ₄ -N	µg/l	39	38	60	30		
	DBO ₅	mg/l	1.6	1.7	1.5	1.3		
	Conductivité	µS/cm	638	360	-	-		
	O ₂	%	98	86	96	100		

Tableau 14 : Valeurs médianes des variables physico-chimiques relevées au niveau des stations présentant la meilleure qualité environnementale pour les types R-C3, R-C4 et R-C6, au Luxembourg. Comparaison avec les valeurs retenues par différents Etats membres pour la détermination des valeurs limites de référence.

Dans un deuxième temps, l'analyse de la distribution des valeurs d'une série de variables environnementales au niveau des sites présentant la meilleure qualité

possible dans notre jeu de données, nous a permis de proposer des seuils pour l'établissement des conditions de référence. Ces limites doivent être considérées comme préliminaires car il s'agit d'une première analyse permettant aux gestionnaires de prendre en compte les données disponibles les plus fiables actuellement. En effet, ces valeurs sont susceptibles d'être modifiées en fonction de l'ajout de nouvelles données et d'analyses plus poussées qui pourront être réalisées dans les prochains mois. Il est néanmoins utile, dès à présent, de comparer nos résultats avec ceux fournis par les pays voisins qui ont réalisé un travail équivalent dans le cadre de l'exercice d'intercalibration au niveau européen (tableaux 14 et 15).

En ce qui concerne les seuils de référence pour les variables physico-chimiques prises en considération pour l'exercice d'intercalibration (tableau 14), les valeurs que nous avons obtenues pour le Luxembourg sont assez comparables à celles obtenues par quelques Etats membres ayant dès à présent fourni ces données (Lituanie, Grande Bretagne, Irlande, Autriche et France). En effet, la plupart des variables se trouvent dans une gamme équivalente de valeurs limites (ex : DBO_5 , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ ou conductivité). Néanmoins, les valeurs proposées pour certaines variables divergent considérablement entre certains Etats membres (ex : pour le type R-C3, les valeurs proposées pour les nitrates $\text{NO}_3\text{-N}$ sont presque dix fois moins élevées en Grande Bretagne par rapport à l'Autriche et au Luxembourg).

Le même exercice pour les variables d'occupation des sols montre des divergences plus importantes entre les Etats membres (tableau 15). Ainsi, les valeurs proposées au Luxembourg en termes de proportions de surfaces agricoles sont sensiblement inférieures à celles proposées par d'autres Etats tels la Grande Bretagne, l'Autriche ou la France. A l'inverse, alors que les valeurs de proportions de surfaces urbanisées pour l'état de référence ne dépassent jamais 5% quelque soit le type de cours d'eau considéré (les valeurs proposées par la France sont mêmes toutes inférieures à 1%), au Luxembourg, pour le type R-C4 (cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude), nous atteignons une valeur limite de 16.5% de surfaces urbanisées. En outre, les valeurs limites obtenues au Luxembourg pour R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire), tant pour la proportion de surfaces agricoles que de surfaces urbanisées (0%), ne sont bien sûr pas réalistes et résultent d'un « artefact » de notre base de données.

			Luxembourg	Lithuanie	Grande Bretagne	Irlande	Autriche	France
R-C3	Surfaces agricoles	%	23.3		60.0		34.4	40.2
	Surfaces urbanisées	%	0.0		1.0		0.7	0.4
R-C4	Surfaces agricoles	%	45.3	39.3	67.0			56.4
	Surfaces urbanisées	%	16.5	1.9	3.0			0.7
R-C5	Surfaces agricoles	%		39.3	67.0			
	Surfaces urbanisées	%		1.9	3.0			
R-C6	Surfaces agricoles	%	0.0	39.3	74.0			53.6
	Surfaces urbanisées	%	0.0	1.9	5.0			0.2

Tableau 15 : Valeurs médianes des variables d'occupation des sols relevées au niveau des stations présentant la meilleure qualité environnementale pour les types R-C3, R-C4 et R-C6, au Luxembourg. Comparaison avec les valeurs retenues par différents Etats membres pour la détermination des valeurs limites de référence.

Enfin, il est important de constater que les valeurs limites pour l'état de référence divergent parfois considérablement d'un type de cours d'eau à l'autre (ex : au Luxembourg, la valeur seuil pour la proportion de surfaces agricoles passe de 23.3% en R-C3 à 45.3% en R-C4 et celle des surfaces urbanisées, de 0% à 16.5%, respectivement). Ceci nous apparaît assez logique car lorsque l'anthropisation d'un bassin n'est pas objectivement très faible (régions agricoles, moyens ou grands bassins incluant nécessairement une présence humaine non négligeable), c'est l'absence d'impact écologique mesurable dans la rivière qui doit être appréciée. Dans ce cas, une marge certaine d'appréciation doit être laissée à l'expertise, en fonction de la connaissance du milieu. D'ailleurs, pour la phase ultérieure de validation, le recours à des données historiques ou à des modèles permettant de reconstituer une référence théorique pourrait souvent être justifié (Wasson, 2001).

Intercalibration de l'IBGN et définition des limites de classe de qualité écologique

Il est utile de rappeler que la DCE recommande d'établir les conditions de référence sur base des critères de pression s'exerçant sur les masses d'eau. Néanmoins dans un premier temps, l'utilisation de notre base de données de métriques IBGN pour définir des conditions de référence et les limites de classes entre le très bon état écologique et le bon état écologique d'une part, entre le bon état écologique et l'état moyen d'autre part, nous paraît assez fiable étant donné que les sites avaient été sélectionnés au départ comme étant représentatifs des différents types de cours du pays mais en veillant à choisir préférentiellement les sites qui présentaient le moins d'influence anthropique possible.

Comme c'était le cas pour les seuils proposés pour la définition de l'état de référence à partir des variables environnementales, les limites de classes proposées pour la méthode nationale IBGN, à partir de l'analyse du jeu de données des stations échantillonnées entre 1994 et 2002, doivent être considérées comme préliminaires. Elles permettent aux gestionnaires de prendre en compte les données IBGN disponibles. Ces valeurs sont également susceptibles d'être modifiées en fonction de l'ajout de nouvelles données et d'analyses plus poussées qui pourront être réalisées dans les prochains mois. Toutefois, nous pouvons dès à présent comparer nos résultats avec ceux fournis par les pays ou régions voisines qui utilisent également l'IBGN et qui ont réalisé un travail identique dans le cadre de l'exercice d'intercalibration au niveau européen. Cette comparaison concerne la France qui a réalisé le même exercice pour les types d'intercalibration RC-3 et RC-6 (Wasson *et al.*, 2004) et la Wallonie qui a réalisé cet exercice pour RC-3 (Vanden Bossche, 2004). Il convient cependant de signaler quelques différences entre les approches utilisées :

- En France, les limites de classe proposées pour l'IBGN résultent de l'application d'un protocole précis pour définir les conditions de référence sur base des pressions anthropiques et respectent en cela, entièrement les objectifs de la DCE.
- En Wallonie et au Luxembourg, ne disposant pas actuellement d'un protocole précis pour définir les conditions de référence sur base des pressions anthropiques, les limites de classes sont proposées à partir de l'analyse de données IBGN, visant à définir une sélection provisoire de sites pouvant être considérés comme sites de référence. Néanmoins, pour l'analyse des données luxembourgeoises, nous avons choisi le percentile 75% de la distribution des valeurs des scores IBGN appartenant à la classe TBE. Cette méthode est préconisée par le groupe de travail STAR (Buffagni *et al.*, 2004b) lorsqu'on ne dispose pas d'un protocole précis pour définir les conditions de référence sur base des pressions anthropiques. De ce point de vue, les valeurs proposées au Luxembourg sont plus exigeantes que celles proposées par la Région Wallonne qui a utilisé pour sa part, la valeur médiane de la distribution des scores IBGN appartenant à la classe TBE (Vanden Bossche, 2004).

Malgré cette plus grande exigence pour désigner les sites de référence au Luxembourg par rapport à la Wallonie, des valeurs seuils plus faibles sont proposées au Luxembourg pour le type RC-3 (tableau 16), qu'il s'agisse des valeurs de référence, de la limite du TBE ou de la limite du BE. Ainsi des valeurs au moins égales à 17/20 (état de référence), 15/20 (TBE) et 12/20 (BE) sont préconisées pour le Luxembourg alors que pour les mêmes classes de qualité écologique, les valeurs seuils proposées par la Wallonie sont respectivement de 18/20, 17/20 et 13/20. Remarquons également que la France propose des valeurs limites encore supérieures pour le type RC-3 dans le Massif Central: 19/20 pour l'état de référence, 17/20 pour le TBE et 15/20 pour le BE. Pour ces petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux (type RC-3), la proportion relativement élevée dans notre jeu de données

de cours d'eau oligotrophes (milieux d'excellente qualité mais peu biogènes) permet d'expliquer au moins en partie ces différences. En effet, les conditions oligotrophes entraînent généralement la présence de groupes faunistiques indicateurs très élevés (présence de plusieurs taxons parmi les plus sensibles à la qualité écologique) mais aussi une diversité faunistique relativement faible. Ainsi, la valeur limite en conditions de référence pour la Classe de Variété CV est supérieure ou égale à 9 (de 29 à 32 taxons) au Luxembourg alors qu'elle est supérieure ou égale à 10 (de 33 à 36 taxons) en France et en Wallonie.

RC-3 : Petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux									
	Valeurs de référence			Limite TBE			Limite BE		
	IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV
Luxembourg	>= 17	>= 9	>= 9	>= 15	>= 8	>= 8	>= 12	>= 6	>= 6
France (Massif Central)	>= 19	>= 9	>= 11	>= 17	>= 8	>= 10	>= 15	>= 7	>= 8
France (Vosges)	>= 16	>= 9	>= 9	>= 15	>= 7	>= 9	>= 13	>= 6	>= 7
Wallonie	>= 18	>= 8	>= 10	>= 17	>= 8	>= 10	>= 13	>= 5	>= 7

Tableau 16 : RC-3. Limites de classes proposées au Luxembourg en France et en Wallonie pour l'indice IBGN. TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat.

En ce qui concerne les résultats du type d'intercalibration RC-6 (tableau 17), la comparaison peut uniquement être effectuée avec les données françaises. Les limites de classes pour l'IBGN proposées au Luxembourg et en France sont assez proches pour l'état de référence et pour le TBE selon que l'on considère la région des Tables Calcaires ou des Côtes Calcaires, en France. Par contre, elles diffèrent sensiblement pour la limite du BE : 11/20 est la limite proposée pour le Luxembourg alors que des valeurs supérieures ou égales à 13/20 et 14/20 sont proposées pour la région des Côtes Calcaires et des Tables Calcaires, en France.

L'ensemble de ces résultats témoigne de la nécessité d'harmoniser les méthodes d'évaluation de l'état écologique dans les différents Etats européens

RC-6 : Petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire									
	Valeurs de référence			Limite TBE			Limite BE		
	IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV	IBGN	GFI	CV
Luxembourg	>= 16	>= 8	>= 9	>= 14	>= 7	>= 8	>= 11	>= 6	>= 6
France (Tables calcaires)	>= 17	>= 7	>= 11	>= 16	>= 7	>= 10	>= 14	>= 6	>= 8
France (Côtes Calcaires)	>= 16	>= 7	>= 10	>= 15	>= 7	>= 9	>= 13	>= 6	>= 7

Tableau 17 : RC-6. Limites de classes proposées au Luxembourg et en France pour l'indice IBGN. TBE : Très Bon Etat; BE : Bon Etat.

puisque même lorsque les méthodes utilisées sont identiques, les limites de classes proposées peuvent diverger considérablement.

L'exercice d'intercalibration est donc essentiel pour assurer la comparabilité des différents systèmes d'évaluation de la qualité écologique des eaux de surface dans les différents Etats membres afin que les classes de qualité écologique proposées aient la même signification dans toute l'Europe.

Cartographie des sites et secteurs potentiels de référence

Les sites et secteurs de référence potentiels proposés sur les cartes des figures 19 et 20 constituent une bonne hypothèse de travail pour rechercher, sur base d'une analyse stricte des pressions, les stations qui feront partie du réseau de référence devant être établi dans le cadre de l'état des lieux demandé par la DCE. En effet, ces résultats nous semblent suffisamment fiables dans la mesure où les données qui ont servi à définir ces sites et secteurs de référence potentiels proviennent essentiellement de cours d'eau présentant le moins d'influence anthropique possible. Ces bases de données nous semblent par conséquent particulièrement adaptées pour répondre aux problématiques de l'établissement des conditions de référence et des limites de classe entre les différents états écologiques.

Les résultats montrent que des sites de référence potentiels peuvent être trouvés pour la plupart des types d'intercalibration présents au Luxembourg et testés dans ce travail. C'est le cas des types R-C3 (petits cours d'eau d'altitude moyenne sur substrat siliceux), R-C4 (cours d'eau de taille moyenne et de basse altitude) et R-C6 (petits cours d'eau de basse altitude sur substrat calcaire). Il sera néanmoins difficile de trouver des sites de référence pour le type R-C5 (cours d'eau de grande taille et de basse altitude), ce qui s'explique par une influence humaine non négligeable sur ce type de grands bassins. Pour ces derniers, le recours à des données historiques ou à des modèles permettant de reconstituer une référence théorique sera souvent justifié (Wasson, 2001).

Comme nous l'avons déjà signalé et bien que la DCE considère les critères biologiques et écologiques comme étant déterminants pour la validation des conditions de référence, d'un point de vue pratique, ces conditions de référence doivent idéalement être définies (ou en tous cas présélectionnées) uniquement sur base de critères de pression anthropique et de caractéristiques hydromorphologiques et physico-chimiques.

Une approche cohérente pour la mise en œuvre de la DCE au Luxembourg consisterait dans un premier temps, à définir pour chaque type de cours d'eau, les seuils limites de référence pour différentes variables environnementales. Les résultats présentés dans ce rapport et provenant de l'analyse statistique de nos bases de données constituent à ce sujet une base de travail intéressante. En effet, d'après nos résultats, il semble tout à fait approprié d'utiliser les variables environnementales qui se sont révélées les plus discriminantes pour évaluer les différents types d'altération des cours d'eau luxembourgeois (ortho-phosphates, DBO, Indice de Pollution Organique (I.P.O.), proportion de surfaces agricoles, proportion de surfaces urbanisées et « Land Use Index » (L.U.I.)). Ensuite, il s'agira de rechercher parmi les secteurs de référence potentiels proposés dans cette étude (cartes des figures 19 et 20), ceux qui répondent aux critères fixés

par l'analyse stricte des pressions. La dernière étape consistera à valider cette nouvelle sélection de sites ou secteurs qui restent en deçà des seuils limites déterminés pour les conditions de référence, par l'analyse des peuplements (macroinvertébrés, phytobenthos, macrophytes et poissons). La Directive préconise en effet, la prise en compte de ces différents éléments de qualité biologique pour la classification de l'état écologique des eaux courantes et la validation des conditions de référence.

La Directive encourage les Etats membres à développer de nouvelles méthodes de classification de la qualité écologique des cours d'eau qui soient compatibles avec les exigences de celle-ci. En ce qui concerne les macroinvertébrés, nous avons au Luxembourg, la possibilité (1) d'adapter la méthode nationale IBGN, de telle manière qu'elle prenne en compte la composition taxinomique, l'abondance, le ratio de taxa sensibles et la diversité ; (2) de développer un modèle de prédiction⁵ dont le principe consiste à estimer les probabilités d'occurrence des taxa pour un site donné en l'absence de stress anthropique significatif ; (3) d'utiliser l'indice multimétrique européen (ICMi : Intercalibration Common Metric index) prenant en compte les différentes exigences de la DCE notamment en termes de réponses à différents types de stress et d'intégration de différentes composantes liées aux biocénoses aquatiques (diversité, abondance, proportion d'organismes sensibles, groupes fonctionnels,...). Il est proposé de tester simultanément ces trois méthodes dans le cadre du projet « INTERCALIB » (Administration de gestion de l'eau, Ministère de l'Intérieur – CRP-Gabriel Lippmann) qui doit débiter au printemps prochain et concernera deux types de cours d'eau parmi les plus représentatifs du pays. Au niveau européen, cet exercice d'intercalibration aura pour objectif d'assurer la comparabilité des différents systèmes d'évaluation de la qualité écologique des eaux de surface dans les différents Etats membres, afin qu'une bonne qualité écologique ait la même signification partout en Europe.

Applicabilité de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)

Le calcul de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière tient compte de la côte spécifique IBMR d'oligotrophie allant de 0 à 20, du coefficient de sténoécie variant de 1 à 3 mais aussi du coefficient d'abondance de chaque espèce (selon une gamme de recouvrement allant de 1 à 5 en fonction du pourcentage). Ce coefficient d'abondance n'a pas pu être estimé étant donné les conditions hydrologiques et de turbidité inadéquates au moment du prélèvement. Néanmoins, les côtes spécifiques des taxons inventoriés permettent d'avoir une première estimation du niveau trophique des cours d'eau étudiés. Outre quelques petits ruisseaux (Aalbaach et Strengbaach) où des macrophytes n'ont pas pu être trouvés en fin d'automne, dans la majorité des cours d'eau étudiés, un nombre suffisant de genres et d'espèces macrophytiques ont pu être dénombrés autorisant l'utilisation de la méthode IBMR, et ce dans les différents bassins considérés aussi bien dans l'Oesling que dans le Gutland.

⁵ Modèle de prédiction développé au CRP-Gabriel Lippmann dans le cadre du projet FNR MODELECOTOX (FNR/O1/O3/O3).

Les seuils retenus pour le calcul de l'IBMR sont les suivants :

Niveau trophique de l'eau

Très faible :	$IBMR > 14$ (Couleur bleue)
Faible :	$12 < IBMR \leq 14$ (Couleur verte)
Moyen :	$10 < IBMR \leq 12$ (Couleur jaune)
Fort :	$8 < IBMR \leq 10$ (Couleur orange)
Très élevé :	$IBMR \leq 8$ (Couleur rouge)

Dans les rivières et ruisseaux étudiés dans le cadre de cette étude préliminaire, la plupart des taxons recensés ont une côte spécifique IBMR d'oligotrophie allant de 10 à 13, classant donc ces cours d'eau **dans un niveau trophique faible à moyen** (couleurs verte ou jaune).

Néanmoins, la présence et parfois l'abondance des Chlorophycées ubiquistes *Cladophora* (côte spécifique IBMR de 6) et surtout de *Vaucheria* (côte spécifique IBMR de 4) et de la mousse *Amblystegium riparium* (côte spécifique IBMR de 5) indiquent cependant dans quelques cours d'eau (Schlammbaach, Schrondweilerbaach) un niveau trophique élevé et de fortes teneurs en ammonium et orthophosphates.

Dans quelques stations de l'Oesling, des taxons caractéristiques d'un niveau trophique très faible (côte spécifique IBMR de 15, couleur bleue) ont été inventoriés, par exemple l'hépatique à feuilles *Chiloscyphus polyanthos* dans la Clerve, ou l'algue Rhodophycée *Lemanea fluviatilis* présente dans la Clerve, la Sûre, le Schlierbech, l'Himmelbaach et la Woltz. La présence de ces bioindicateurs relativement sténoèces nous indique une meilleure qualité trophique des cours d'eau du nord du Luxembourg.

6. Bibliographie

- AFNOR, 1992. Essai des eaux : Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.) Normalisation française NF T90-350. AFNOR. Paris. Décembre 1992 : 9pp.
- AFNOR, 2003. Norme NF T90-395. Octobre 2003. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). Association Française de Normalisation, Saint-Denis La Plaine Cedex, décembre 2003 : 28pp.
- AFNOR, 2004. Qualité de l'eau : Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.) Normalisation française NF T90-350. AFNOR. Paris. Mars 2004 : 16pp.
- Armitage, P. D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Böhmer J., C. Rawer-Jost & A. Zenker, 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. In : *D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Hydrobiologia* 516 : 215-228.
- Buffagni A. & S. Erba, 2004a. A simple procedure to harmonize class boundaries of European assessment systems. Discussion paper for the Intercalibration process – WFD CIS WG 2.A ECOSTAT ,6 February 2004, 21pp.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola & J.L. Kemp, 2004b. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines : assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In : *D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Hydrobiologia* 516 : 313-329.
- Buffagni A., S. Birk, S. Erba, M. Cazzola, C. Feld, J. Murray-Blight, M. T. Furse, R. Clarcke, T. Ofenböck, D. Herring & H. Soszka, 2004. Matrix of possible class boundaries of grades of 'Ecological Status' associated with different methods and stressors. "Contribution of the STAR Project to the European CIS Intercalibration process": 236 pp. (unpublished report).
- Ecostat WG 2A, 2004. Overview of common Intercalibration types. Final Version 5.1., 23 April 2004. 38 pp.
- Erba S., A. Buffagni & J. G. Wasson, 2004. STAR ICM index step-by-step procedure for the intercalibration pilot exercise. Technical notes on the STAR ICMi procedure for the European Intercalibration. STAR Project, CNR-IRSA, Brugherio (MI), Italy. September, 17th 2004. 5pp.

- Ferréol M., A. Dohet, H.M. Cauchie & L. Hoffmann, 2005. A top down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables. *Hydrobiologia* 551: 193-208.
- Hering D., O. Moog, L. Sandin & P.F.M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. In: *D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.* *Hydrobiologia* 516 : 1-20.
- Leclercq L. & B. Maquet, 1987. Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité de l'eau courante. Application au Sanson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. *Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique* 38: 1-12.
- Ofenböck, T. O. Moog, J. Gerritsen & M. Barbour, 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. In: *D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.* *Hydrobiologia* 516 : 251-268.
- Pinto P., J. Rosado, M. Morais & I. Antunes, 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. In: *D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.* *Hydrobiologia* 516 : 191-214.
- Refcond Working Group 2.3, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Final Version. EU Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive. 86 pp. (unpublished report)
- Vanden Bossche J.P., 2004. High status definition and intercalibration pilot exercise in Wallonia (Belgium) for R-C3 type rivers (Invertebrate benthic fauna). Central and Baltic Rivers Geographical Intercalibration Group. Report. November, 19th 2004. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois. DGRNE. Ministère de la Région Wallonne. B-5030 Gembloux (Belgium). 8pp.
- Wasson J.G., 2001. Research questions arising from the European Framework Directive: topics related to inland surface waters. *Hydroécologie Appliquée* 13: 1-19.
- Wasson J.G., A. Chandesris, H. Pella, L. Blanc, B. Villeneuve & N. Mengin, 2004. Détermination des valeurs de référence de l'IBGN et propositions de valeurs limites du 'Bon Etat'. Document de travail – Version 2. Cemagref Lyon. 88 pp. (unpublished report)

ANNEXE 1 : Fiches descriptives des 13 sites de référence potentiels sélectionnés par l'Administration de Gestion de l'Eau (Ministère de l'Intérieur), en collaboration avec l'Université de Sarrebrück.

Légende pour les cartes d'occupation des sols :

	Habitat discontinu
	Habitat continu (industries)
	Autres
	Cultures
	Pâtures
	Forêts de feuillus
	Forêts de résineux
	Forêts mixtes
	Landes et friches
	Zones humides
	Masses d'eau

ANNEXE 2 : Grille d'évaluation AQEM¹




site name	date	sample no.	investigator	
Sample related information, to be recorded at each sampling date (copy if necessary)				
23 MINERAL SUBSTRATES (5% steps, mark substrates <5% with 'X')		% of coverage (5% classes); sum of mineral and biotic microb. = 100%	no. of repli- cates for sample	x = artificial substrate 'technolith'
B I B I C I S B B	hygropetric sites water layer on solid substrates	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
	megalithal >40 cm large cobbles, boulders and blocks, bedrock	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
	macrolithal >20 cm to 40 cm coarse blocks, head-sized cobbles, with a variable percentages of cobble, gravel and sand	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
	mesolithal >6 cm to 20 cm fist to hand-sized cobbles with a variable percentage of gravel and sand	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
	microlithal >2 cm to 6 cm coarse gravel, (size of a pigeon egg to child's fist) with variable percentages of medium to fine gravel	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
	akal >0.2 cm to 2 cm fine to medium-sized gravel	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	sand and mud	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	silt, loam, clay (inorganic)	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	phytal floating stands or mats of macrophytes, lawns of bacteria or fungi, and tufts, often with aggregations of detritus, moss or algal mats	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	algae filamentous algae, algal tufts	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	submerged macrophytes macrophytes, including moss and Characeae	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	emergent macrophytes e.g. <i>Typha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
	living parts of terrestrial plants fine roots, floating riparian vegetation	<input type="text"/>	<input type="text"/>	
xylal (wood) tree trunks, dead wood, branches, roots	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
CPOM deposits of coarse particulate organic matter, e.g. fallen leaves	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
FPOM deposits of fine particulate organic matter	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
organic mud mud and sludge (organic) = pelal	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
debris organic and inorganic matter deposited within the splash zone area by wave motion and changing water levels, e.g. mussel shells, snail shells	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
sewage bacteria, -fungi and sapropel sewage bacteria and -fungi, (<i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitus</i>), sulphur bacteria (e.g. <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>), sludge	<input type="text"/>	<input type="text"/>		
→ sum = 100%		sum = 20		

¹ AQEM Consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

site name	date	sample no.	investigator
-----------	------	------------	--------------

Sample related information, to be recorded just once
Stream morphology and hydrology at sampling site (◊ = one mark, ⊗ = more than one mark possible)

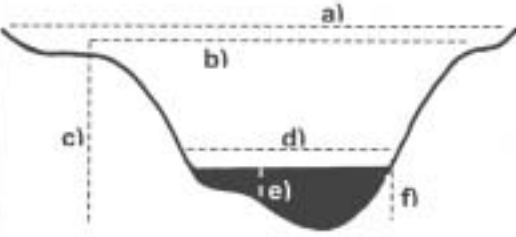
25 valley form ◊

<input type="checkbox"/> canyon		<input type="checkbox"/> meander valley	
<input type="checkbox"/> V-shaped valley		<input type="checkbox"/> U-shaped valley	
<input type="checkbox"/> trough		<input type="checkbox"/> plain floodplain	

26 channel form ◊

<input type="checkbox"/> meandering		<input type="checkbox"/> sinuate	
<input type="checkbox"/> braided		<input type="checkbox"/> constrained (natural)	
<input type="checkbox"/> anabranching		<input type="checkbox"/> constrained (artificial)	

27 cross section



a) width of floodplain [m]	_____
b) flood prone area width [m]	_____
c) entrenchment depth [m]	_____
d) average stream width [m]	_____
e) mean depth water body [m]	_____
f) maximum depth water body [m]	_____

28 relation riffles/pools [share of pools%] estimated for a stretch 20 x av. stream width or 100 m, whichever is longer

29 debris dams ◊ (POM accumul. >0.3 m³) at sampling site	30 logs ◊ (>10 cm Ø) at sampling site
<input type="checkbox"/> none <input type="checkbox"/> few <input type="checkbox"/> several <input type="checkbox"/> many	<input type="checkbox"/> none <input type="checkbox"/> few <input type="checkbox"/> several <input type="checkbox"/> many

31 bank and bed fixation ⊗

	left shoreline	bed	right shoreline
concrete without seams	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
concrete with seams	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stones	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
wood	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
trees	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stone plastering with interstices	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stone plastering without interstices	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
other materials _____	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
no bank fixation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

32 dams <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	33 oth. transv. structures <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	34 pulse releases <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	35 water abstract. <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?
36 stagnation <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	37 torrent modification <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	38 channelg. for navigation <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	39 straightening <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?
40 removal of CWD <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	41 cut-off meanders <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	42 scouring [m bel. surface] <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no [m] <input type="checkbox"/> ?	43 culverting <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?
44 fire incident <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	45 waste <input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no	46 others	

A d d i t i o n a l d a t a

FICHE DE DESCRIPTION DU MILIEU PHYSIQUE

REPERAGE DU SITE

CODE/Tronçon n°.....

TYPOLOGIE RETENUE.....

NOM DU COURS D'EAU..... COMMUNE(S).....

AFFLUENT DE..... DEPARTEMENT.....

Coller photocopie de la carte IGN au 1/25000 et surligner la portion décrite en gras ou couleur

Code(s) hydrographique(s).....

PK entrée(amont)..... PK sortie(aval).....

Caractéristique principale du tronçon:

IDENTIFICATION DE L'OBSERVATEUR

Nom.....

Organisme.....

N° de téléphone.....

DATE DE L'OBSERVATION

Date.....

Heure.....

CONDITIONS DE L'OBSERVATION ET SITUATION HYDROLOGIQUE APPARENTE

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> Crue | <input type="checkbox"/> Lit plein ou presque |
| <input type="checkbox"/> Moyennes eaux | <input type="checkbox"/> Basses eaux |
| <input type="checkbox"/> Trous d'eau, flaques | <input type="checkbox"/> Pas d'eau |

² Agence de l'eau & Ministère de l'Environnement, 1998. SEQ physique : a system for the Evaluation of the Physical Quality of Watercourses. 15 pp.

TYPE DE RIVIERE

(voir " Typologie des rivières du bassin Rhin-Meuse "

TYPE DE RIVIERE THEORIQUE D'APRES
LA CARTE DE TYPOLOGIE

TYPOLOGIE RETENUE

N°

N°

LONGUEUR ETUDIEE (arrondir aux 50 m)

PENTE (de la portion) (1 chiffre après la virgule en %) forte
moyenne
faible

LARGEUR moyenne en eau..... m moyenne plein-bord..... m

ALTITUDE amont..... m / aval.....m

FOND DE VALLEE

Vallée symétrique

Vallée asymétrique

Fond de vallée plat

Fond de vallée en V

Fond de vallée en U

TRACE DU LIT MINEUR (arrondir à la dizaine de %)

rectiligne ou à peu près% du linéaire
 sinueux ou courbe% du linéaire
 très sinueux% du linéaire

Coefficient de sinuosité
(à calculer au bureau sur carte)

.....1,.....

100

îles et bras% du linéaire
 atterrissements% de la surface
 anastomoses% du linéaire
 canaux% du linéaire

GEOLOGIE calcaires
argiles, marnes ou limons
alluvions récentes ou anciennes
cristalline
grès
schistes

PERTES oui non
RESURGENCES oui non

PERMEABILITE.....

ARRIVEE D'AFFLUENTS

REMARQUES (par exemple, différences entre le type théorique de rivière et les observations)

LIT MAJEUR

OCCUPATION DES SOLS (Cocher un seul type "majoritaire", plusieurs "présents" possibles)

Entourer dans le texte le ou les cas présents (Cumuler les deux rives)

Flécher le plus présent

majoritaire présent(s)

prairies, forêt, friches, bosquets, zones humides	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
cultures, plantations de ligneux, espaces verts, jardins	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
canal, gravières, plan d'eau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Urbanisée (zone industrielle – zone d'habitations), imperméabilisée, remblaiement du lit majeur	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Variété des types d'occupation naturelle des sols
(1 à 5 types possibles, voir première ligne ci-dessus)

AXES DE COMMUNICATION (autoroute, route, voie ferrée, canal)

(Dans le sens contraintes à l'écoulement des eaux en crue)

nombre nature

parallèle au lit majeur, à l' extrémité
en travers du lit, sans remblai (petit pont)
dans le lit majeur , longitudinal, éloigné du lit
ouvrage sur remblai transversal au lit (autoroute, pont, voie ferrée)
longeant ou joutant le lit mineur, parallèle, sur remblai (canal, route)
<u>sur une partie du cours d'eau</u>
longeant ou joutant le lit mineur, parallèle, sur remblai (canal, route)
<u>sur la quasi totalité du cours d'eau</u>

ANNEXES HYDRAULIQUES (Situation dominante sur le tronçon, ne cocher qu'une seule case)

Pour chaque annexe, on précisera la **nature de la communication** avec la rivière : absente, temporaire (crue), permanente.

	nombre	dimension		communication
		En m ²	% du linéaire	
<input type="checkbox"/> Situation totalement naturelle (annexes ou non)				
Ancien lit morte reculée marais diffluence
Tourbière bras secondaire plan d'eau naturel
<input type="checkbox"/> Situation naturelle mais perturbation				
Perte de l'étendue ou de la diversité des annexes
<input type="checkbox"/> Situation dégradée				
Annexes isolées et/ou très diminuée, gravières en cours
<input type="checkbox"/> Annexes supprimées				
traces visibles <input type="checkbox"/>				
pas de traces <input type="checkbox"/>				

INONDABILITE

- situation normale** : zone inondable non modifiée ou naturellement non inondable
- diminuée** de moins de 50 % (fréquence ou champ d'inondation) du fait de digues et remblais
- réduite** de plus de 50 % (fréquence ou champ d'inondation) du fait de digues et remblais
- supprimée** : zone anciennement inondable du fait de digues et remblais
- modifiée** par d'autres causes (calibrage...) Voir impérativement notice.

DIGUES ET REMBLAIS (>0,5 m)

	RIVE GAUCHE	RIVE DROITE
% linéaire concerné par une digue
digue perpendiculaire au lit
% surface lit majeur remblayé

STRUCTURE DES BERGES

NATURE

	(1 seule case) dominante		(plusieurs cases possibles, flécher le plus courant) secondaire(s)	
	rive gauche	rive droite	rive gauche	rive droite
matériaux naturels (à entourer)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Rive gauche: blocs, galets, graviers, sables, argiles, limons, terre (sol), racines, végétation, fascines				
Rive droite: blocs, galets, graviers, sables, argiles, limons, terre (sol), racines, végétation, fascines				
enrochements ou remblais	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
béton ou palplanches	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Nombre de matériaux naturels entourés (de 0 à 10) RG (Dominant)..... RD (Dominant).....

DYNAMIQUE DES BERGES (cumuler les 2 rives)

	situation dominante (Une seule case)	situation secondaire (Une seule case)	situation (s) anecdotiques (s) (Plusieurs cases)
stables (naturellement soutenues)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
berges d'accumulation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
érodées verticales instables	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
effondrées ou sapées	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
piétinées avec effondrement et tassement	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
bloquées ou encaissées (voir notice de remplissage)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Nombre de cas = nombre de cases cochées au total (sauf piétinées et bloquées)

PENTE (cumuler les 2 rives)

	situation dominante	situation (s) secondaire (s)
berges à pic (> 70°)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
berges très inclinées (30 à 70°)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
berges inclinées (5 à 30°)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
berges plates (< 5°)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

ORIGINE SUPPOSEE DES PERTURBATIONS

- | | |
|-------------------------------------|--------------------------|
| trace d'érosion progressive | <input type="checkbox"/> |
| trace d'érosion régressive | <input type="checkbox"/> |
| aménagement hydraulique | <input type="checkbox"/> |
| activité de loisirs | <input type="checkbox"/> |
| voie sur berge, urbanisation | <input type="checkbox"/> |
| chemin agricole ou sentier de pêche | <input type="checkbox"/> |
| piétinement du bétail | <input type="checkbox"/> |
| embâcles | <input type="checkbox"/> |
| autre : | <input type="checkbox"/> |
| sans objet | <input type="checkbox"/> |

VEGETATION DES BERGES

COMPOSITION DE LA VEGETATION

Cocher une seule case Plusieurs cases possibles, flécher le plus courant

	DOMINANTE		SECONDAIRE		ANECDOTIQUE	
	RG	RD	RG	RD	RG	RD
ripisylve 2 strates (arbres et buissons)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ripisylve 1 strate arbustive arborescente	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
herbacée : roselière ou prairie ou friche	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
exotique colonisatrice (renouée)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ligneux (résineux ou peupliers) plantés	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
absence ou cultures	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

IMPORTANCE DE LA RIPISYLVE

RG
RD
 (utiliser les classes 100 %, 80 %, 50 %, 20 %, 10 %, 0 %)

importance ripisylve % du linéaire % du linéaire
----------------------	---------------------	---------------------

ETAT DE LA RIPISYLVE (situation dominante, cumuler les deux berges)

bon ou sans objet : ripisylve entretenue ou ne nécessitant pas d'entretien (voir notice)	<input type="checkbox"/>
ripisylve souffrant d' un défaut d'entretien	<input type="checkbox"/>
ripisylve ayant fait l'objet de trop de coupes	<input type="checkbox"/> (absence ≥ 50 % du linéaire)
ripisylve envahissant le lit	<input type="checkbox"/>
ripisylve perchée (non accessible pour la faune aquatique enfoncement du lit)	<input type="checkbox"/>

ECLAIREMENT DE L'EAU

Part de la surface de l'eau éclairée directement (sans ombre), en fonction de l'importance de la ripisylve.

< 5 %	<input type="checkbox"/>	50 à 75 %	<input type="checkbox"/>
5 à 25 %	<input type="checkbox"/>	> 75 %	<input type="checkbox"/>
25 à 50 %	<input type="checkbox"/>		

ETAT DU LIT MINEUR

HYDRAULIQUE

COEFFICIENT DE SINUOSITE

.....
Reporter ici le calcul de la seconde page.

PERTURBATION DU DEBIT

- normal** : pas de perturbation apparente
- modifications** localisées ou de faible amplitude respectant le cycle hydrologique
- perturbation** du cycle hydrologique (microcentrale, exhaure)
- assec** : absence périodique d'écoulement (non naturelle)

Nature de la perturbation du débit

COUPURES TRANSVERSALES (>0,5m)

Nb de barrages béton
Nb de seuils artificiels ou buses
Nb d'épis ou déflecteurs

		nombre
Franchissabilité des ouvrages	franchissable(s)	<input type="checkbox"/>
	plus ou moins ou	
	épisodiquement franchissable(s)	<input type="checkbox"/>
	franchissable(s) grâce à une passe	<input type="checkbox"/>
	infranchissable(s)	<input type="checkbox"/>

FACIES

PROFONDEUR

- très variée**, hauts fonds, mouilles + cavités sous-berge
- variée**, hauts fonds et mouilles ou cavités sous-berge
- peu varié**, bas-fond et dépôts localisés (présence d'un ouvrage ou autres)
- constante**

ECOULEMENT

- très variée** à l'échelle du mètre ou de la dizaine de mètres
- varié** : **mouilles et seuils**, alternance de faciès rapides et de faciès lents, à l'échelle de la centaine ou de quelques centaines de mètres
- turbulent**, remous et/ou tourbillons et/ou aspect torrentiel
- cassé** : **plat-lent** entrecoupé de rares seuils ne générant des faciès rapides que très localisés
- ondulé** (surface) et/ou filets parallèles ou convergents
- constant** (aspect) et /ou peu variable, ou surface plane ou à peu près, ou écoulement laminaire

LARGEUR DU LIT MINEUR (Prendre le haut de berge)

- très variable** et/ou anastomose(s)
variable et/ou île(s)
régulière avec **atterrissement** et/ou héliophytes
totalement **régulière** de berge à berge

SUBSTRAT
NATURE DES FONDS

	situation dominante	situation(s) secondaire(s)
mélange de galets, graviers, blocs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
sables	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
feuilles, branches (débris organiques morts)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vases, argiles, limons	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
dalles ou béton	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

nombre de cases cochées au total : variabilité des fonds (Hors dalles et béton)

(si mélange coché, voir notice)

DEPOT SUR LE FOND DU LIT

- absent**
localisé non colmatant
localisé colmatant
généralisé non colmatant
généralisé colmatant

ENCOMBREMENT DU LIT

- monstres arbres tombés
détritrus sans objet
atterrissement, branchages

VEGETATION AQUATIQUE
voir notice avant remplissage

Rives (bords du lit mineur)		Chenal central d'écoulement	situation dominante	situation(s) secondaire(s)
Racines immergées et/ou héliophytes sur plus de 50% du linéaire des 2 berges	et	Bryophytes et/ou hydrophytes non proliférant (mais non anecdotiques)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Racines immergées et/ou héliophytes sur 10 à 50% du linéaire des 2 berges	ou	Dominance de nénuphars ou autres hydrophytes en grands herbiers monospécifiques	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Les 2 dégradations ci-dessus simultanées ou situations ci-dessous				
Racines immergées et/ou héliophytes sur moins de 10% du linéaire des 2 berges	ou	Envasement par des héliophytes, des algues, champignons ou bactéries	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Les 2 dégradations ci-dessus simultanées ou situations ci-dessous				
Pas ou peu de végétation	ou	Pas ou peu de végétation , éventuellement lentilles d'eau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pas ou peu de végétation	et	Pas ou peu de végétation , éventuellement lentilles d'eau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Nombre de types de substrat végétal présents en situation dominante

(de 1 à 3 parmi racines / hydrophytes ou bryophytes / héliophytes)

PROLIFERATION VEGETALE

(hydrophytes, hélophytes ou filamenteuses) mono ou paucispécifique sur plus de 50 % du lit
Visible ou estimée (préciser)

absente

présente

OBSERVATIONS

TEMPS DE REMPLISSAGE DE LA FICHE

Terrain:

Bureau:

Total:

OBSERVATIONS COMPLEMENTAIRES SUR LA FICHE

OBSERVATIONS COMPLEMENTAIRES SUR LA PORTION

ANNEXE 4 :

Les tableaux 1 à 4 reprennent le calcul de l'ensemble des métriques de l'IBGN et de l'ICMi pour les stations de notre jeu de données appartenant au type R-C3, R-C4, R-C5 et R-C6³, respectivement. Ces métriques sont normalisés en EQR (« Ecological Quality Ratio ») à partir des valeurs du percentile 75% mesurées au niveau des sites de référence (statut TBE ref). Une nouvelle classification des sites est proposée en fonction des valeurs limites de classes IBGN ajustées pour chaque type de cours d'eau d'intercalibration. Pour cette nouvelle classification, il a été tenu compte des trois métriques suivant : note IBGN, GFI (Groupe Faunistique Indicateur) et CV (Classe de Variété). La règle suivante a été adoptée : (1) pour le statut TBE (Très Bon Etat), la note IBGN et un des deux métriques constitutifs (GFI ou CV) doit atteindre le niveau TBE, le dernier métrique doit lui atteindre au minimum la classe BE (Bon Etat)⁴; (2) pour le statut BE (Bon Etat), la note IBGN et au moins un des deux métriques constitutifs (GFI ou CV) doit atteindre le niveau BE, le dernier métrique doit lui atteindre au minimum la classe EM (Etat Moyen). Ce système a également été appliqué pour les autres classes de qualité ainsi que pour le statut de référence.

³ Voir, respectivement, les tableaux 1 et 2 dans le document principal pour la définition des différents types de cours d'eau d'intercalibration et l'explication des métriques permettant de calculer l'indice multimétrique d'intercalibration (ICMi) calculés sur notre jeu de données.

⁴ Les valeurs limites sont proposées dans le tableau 9 du document principal.

Tableau 3 : R-C5

14 sites	score IGM					Indice ICM	Score ASPT		log10 (EPTD+1)		1-GOLD		Nombre total de familles		Nombre de familles EPT		Shannon Wiener	
	CV	OFI	IBGN	Status	EGR (1±18)		valeurs	EGR (1±0.53)	valeurs	EGR (1±1.98)	valeurs	EGR (1±0.92)	valeurs	EGR (1±33)	valeurs	EGR (1±16)	valeurs	EGR (1±2.23)
51P1	9	8	16	TE	1.00	0.962	6.5	1.00	1.36	0.96	0.739	0.96	31	0.94	13	0.93	3.30	1.00
51P	8	8	15	TE	0.94	0.925	5.9	0.90	1.81	1.14	0.905	1.10	34	1.03	11	0.79	2.32	0.72
50P1	8	8	15	TE	0.94	0.925	6.5	1.00	1.36	0.88	0.593	0.72	28	0.85	14	1.00	3.16	0.96
50P	7	8	14	TE	0.88	0.889	6.0	0.92	1.36	0.86	0.961	1.17	34	1.03	13	0.93	1.47	0.48
47P1	8	7	14	TE	0.88	0.889	6.1	0.94	1.08	0.68	0.551	0.67	32	0.97	11	0.79	3.33	1.03
44P1	9	6	14	TE	0.88	0.889	6.3	0.97	0.30	0.19	0.448	0.55	33	1.00	12	0.88	3.45	1.07
46P1	7	7	13	SE	0.81	0.852	6.5	1.00	1.36	0.86	0.702	0.96	34	1.03	13	0.83	2.53	0.78
46P	8	6	13	SE	0.81	0.852	6.3	0.96	1.52	0.96	0.880	1.07	29	0.89	10	0.71	2.03	0.63
47P	7	6	12	SE	0.75	0.810	6.1	0.94	1.38	0.87	0.490	0.58	31	0.94	12	0.86	2.31	0.71
75P	7	6	12	SE	0.75	0.810	6.7	0.87	0.30	0.19	0.651	0.79	28	0.85	6	0.43	2.89	0.90
44P	8	5	12	SE	0.75	0.810	6.5	0.84	0.70	0.44	0.315	0.38	37	1.12	9	0.64	2.36	0.73
75P1	7	5	11	SE	0.69	0.771	6.5	0.84	0.48	0.30	0.532	0.65	30	0.91	9	0.64	3.53	1.08
48P	6	5	10	EM	0.63	0.731	6.3	0.81	0.90	0.57	0.504	0.61	22	0.67	6	0.43	3.27	1.01
48P1	6	4	9	EM	0.55	0.691	6.4	0.98	0.90	0.57	0.407	0.53	23	0.70	9	0.64	3.35	1.04

